



LBM

**LANDESBETRIEB
MOBILITÄT
RHEINLAND-PFALZ**

Leitfaden CEF-Maßnahmen



**Hinweise zur Konzeption von vorgezogenen
Ausgleichsmaßnahmen (CEF) in Rheinland-Pfalz**

Titelbild:

Natursteinmauer (2006)

Foto: Lothar Mansfeld, LBM Rheinland-Pfalz, Friedrich-Ebert-Ring 14-20, 56068 Koblenz

Auftraggeber: Landesbetrieb Mobilität
Rheinland-Pfalz
Friedrich-Ebert-Ring 14-20
56068 Koblenz



Projektbetreuung: Dipl.-Ing. BD Helmut Schneider
Dipl.-Ing. (FH) Ulrike Menges

Auftragnehmer: FÖA Landschaftsplanung GmbH
Auf der Redoute 12
54296 Trier



Projektleitung: Dipl. Ing. (FH) Jutta Kuch (bis 03/2017)
Dipl. Ing. Dr. Jochen Lüttmann
Dipl. Ing. Ute Jahns-Lüttmann (stellv.)

Bearbeitung: Dipl.-Biogeogr. Jörg Bettendorf
M.Sc. Umweltbiowissenschaften Niklas Böhm
Dipl. Ökologe Moritz Klußmann
Dipl. Ing. (FH) Jutta Kuch
Dipl. Ing. Ute Jahns-Lüttmann
Dipl. Ing. Dr. Jochen Lüttmann
M.A. Karolin Mildenerger
Dipl.-Biogeogr. Florian Molitor
B.Sc. BioGeo-Analyse Josephine Reiner

In Abstimmung mit: Ministerium für Umwelt, Energie,
Ernährung und Forsten (MUEEF)



Rheinland-Pfalz

Landesamt für Umwelt (LfU)

Obere Naturschutzbehörden bei den
Struktur- und Genehmigungsdirektionen
(SGD-Nord, SGD-Süd)

Herausgegeben Februar 2021, 1. Auflage

Download Broschüre: <https://lbm.rlp.de/de/service/technische-regelwerke-sonstige-regelungen-und-veroeffentlichungen/landespflge-fachbeitraege-veroeffentlichungen/>

Zitiervorschlag: Landesbetrieb Mobilität (LBM) Rheinland-Pfalz (Februar 2021): Leitfaden CEF-Maßnahmen - Hinweise zur Konzeption von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen (CEF) bei Straßenbauvorhaben in Rheinland-Pfalz; Bearbeiter FÖA Landschaftsplanung GmbH (Trier): J. Bettendorf, N. Böhm, U. Jahns-Lüttmann, J. Lüttmann, J. Kuch, M. Klußmann, K. Mildenerger, F. Molitor, J. Reiner. Schlussbericht.

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung und Zielsetzung	1
2	Auswahl der Arten	2
3	Vorgehensweise und Rahmenbedingungen	3
3.1	Vorgehensweise	3
3.2	Rahmenbedingungen	5
3.2.1	Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten der behandelten Arten	6
3.2.2	Abgrenzung der Lokalpopulation	7
3.2.3	Definition Wirksamkeit einer vorgezogenen Ausgleichsmaßnahme	8
3.2.4	Bewertung der Eignung einer Maßnahme	8
3.3	Katalog der in Betracht kommenden Maßnahmen	14
3.3.1	„Technische Nisthilfen“	15
3.3.2	Besonderheit bei Maßnahmen im Wald: Nutzungsverzicht, Erhöhung des Erntealters	15
3.3.3	Umsiedlung	16
3.3.4	Winterquartiere von Fledermäusen	17
3.4	Maßnahmenbezogene übergreifende Hinweise	17
4	Artensteckbriefe	20
5	Artspezifische Eignung der Maßnahmen	21
6	Literaturverzeichnis	22
7	Anlagen	24
Anlage 1:	Maßnahmenkatalog	25
Anlage 2:	Mindestabstände von Maßnahmenflächen zu Störquellen	30
Anlage 3:	Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen	34
Anlage 4:	Artspezifische Maßnahmensteckbriefe	78

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bewertung der Prognosesicherheit der Maßnahmen nach den Kriterien „Kenntnisstand zur Ökologie der Art“ und „Belege / Plausibilität“ 9

Tabelle 2: Bewertungsregel zur Feststellung der Eignung einer Maßnahme als „vorgezogene Ausgleichsmaßnahme“ (CEF) oder „kompensatorische Maßnahme“ (FCS) aufgrund von Prognosesicherheit und Entwicklungsdauer 13

Abkürzungsverzeichnis

ASP	Artenschutzprüfung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
CEF- Maßnahme	Vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Sinne des § 44 Abs. 5 BNatSchG. Abkürzung für „Measures to ensure the continued ecological functionality of breeding sites and resting places“, d.h. Maßnahmen zur Sicherstellung der kontinuierlichen ökologischen Funktionalität von Fortpflanzungsstätten und Ruhestätten
FCS- Maßnahme	Kompensatorische Maßnahme (favourable conservation status)
FFH-RL	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GVE	Großvieheinheit
ID	Identifikator / Kennung
LFoG NRW	Landesforstgesetz Nordrhein-Westfalen
LNatSchG RLP	Landesnaturschutzgesetz Rheinland-Pfalz
LWaldG RLP	Landeswaldgesetz Rheinland-Pfalz
NRW	Nordrhein-Westfalen
RL	Rote Liste
RLP	Rheinland-Pfalz
TK	Topographische Karte
UBB	Umweltbaubegleitung
VSW	Vogelschutzwarte

1 Einführung und Zielsetzung

Nach dem Bundesnaturschutzgesetz (§ 44 Abs. 1 BNatSchG) ist es verboten,

1. wild lebenden Tieren der besonders geschützten Arten nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen oder zu töten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,
2. wild lebende Tiere der streng geschützten Arten und der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten erheblich zu stören; eine erhebliche Störung liegt vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer Art verschlechtert,
3. Fortpflanzungs- oder Ruhestätten der wild lebenden Tiere der besonders geschützten Arten aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören,
4. wild lebende Pflanzen der besonders geschützten Arten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, sie oder ihre Standorte zu beschädigen oder zu zerstören.

Bei Eingriffsvorhaben gibt das Bundesnaturschutzgesetz mit dem § 44 Abs. 5 BNatSchG die Möglichkeit, im Rahmen des Fachbeitrages Artenschutz „vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen“ (CEF-Maßnahmen) einzubeziehen, um das Eintreten der artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände des § 44 Abs. 1 BNatSchG abzuwenden, denn zur Abwendung der artenschutzrechtlichen Verbote reicht es insbesondere bei großflächigen Beeinträchtigungen oftmals nicht aus, dass potenziell geeignete Ausweichlebensräume außerhalb des Vorhabengebietes vorhanden sind. An der ökologischen Gesamtsituation der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätte soll keine Verschlechterung eintreten (LANA 2009: 10f.), so dass regelmäßig vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen erforderlich werden.

Für NRW hat das MKULNV im Jahr 2013 einen Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ (MKULNV 2013) als für die nachgeordneten Behörden verbindliche Arbeitshilfe für eine Standardisierung der Bewertung der artspezifischen Eignung und Wirksamkeit von CEF-Maßnahmen eingeführt. Dieser „Wirksamkeits-Leitfaden“ wurde von FÖA Landschaftsplanung GmbH unter umfangreicher Beteiligung der Landesexperten bearbeitet.

Mit den vorliegenden „Hinweisen“ wird eine inhaltlich vergleichbare Unterlage für RLP durch den Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz vorgelegt, die im Kern auf dem „Wirksamkeits-Leitfaden“ NRW (MKULNV 2013) basiert, diesen um weitere für Rheinland-Pfalz planungsrelevante Arten ergänzt und die für NRW gewonnenen Erkenntnisse in Bezug auf hiesige Besonderheiten und aktuelle Erkenntnisse anpasst bzw. aktualisiert.

Der Leitfaden CEF-Maßnahmen wurde mit dem Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten (MUEEF), dem Landesamt für Umwelt (LFU) sowie den Oberen Naturschutzbehörden bei den Struktur- und Genehmigungsdirektionen (SGD-Nord, SGD-Süd) abgestimmt.

Im Unterschied zum „Wirksamkeits-Leitfaden“ NRW haben die „Hinweise“ RLP Empfehlungscharakter zur Anwendung im Zuständigkeitsbereich des LBM. Die „Hinweise“ sollen (ebenso wie der „Wirksamkeits-Leitfaden“ NRW) fortgeschrieben werden. Fachkundige können hierzu Informationen an den LBM (Email: Ulrike.Menges@lbm.rlp.de) geben.

2 Auswahl der Arten

Ausgangspunkt zur Ermittlung der für Rheinland-Pfalz planungsrelevanten Arten ist die Liste „Arten mit besonderen rechtlichen Vorschriften sowie Verantwortungsarten“ des LUWG (2015). In Abstimmung mit dem Auftraggeber erfolgte daraus eine Auswahl unter Berücksichtigung folgender Kriterien; ein strenger Algorithmus zur Artenauswahl wurde hierbei nicht verfolgt:

- Gefährdungssituation in Rheinland-Pfalz: Arten, die in der Roten Liste RLP aufgeführt sind, z.B. Graues Langohr. (Häufige, ungefährdete Arten (z.B. Amsel, Buchfink) werden nicht berücksichtigt, weil für diese Arten im Allgemeinen keine CEF-Maßnahmen erforderlich sind).
- Arten, für die RLP eine besonders hohe oder extrem hohe Verantwortung trägt, z.B. Grünspecht.
- Arten mit besonderer Empfindlichkeit in Bezug auf Wirkungen des Straßenbaus, z.B. Mopsfledermaus.
- Indikatorfunktion der einzelnen Arten für verschiedene Lebensraumtypen beziehungsweise in Betracht kommende Maßnahmentypen (Repräsentanz), z.B. Eremit für Wälder mit hohem Altholzanteil.
- Planerische Relevanz im Zusammenhang mit Straßenbau.

Eine Übersicht zu den behandelten Arten gibt die Tabelle zu Beginn der Anlage 4.

Insgesamt werden 141 Arten behandelt. Neben europäischen Vogelarten sowie Arten nach Anhang IV FFH-RL wurde die Groppe (Art nach Anhang II FFH-RL) behandelt. 36 Arten (ID 111-ID 146) wurden für den vorliegenden Leitfaden vollständig neu behandelt, für die übrigen (ID 1-ID 110) basieren die Darstellungen auf den Steckbriefen des MKULNV (2013).

Einzelne planungsrelevante Arten, die in RLP nur punktuell (z.B. Wolf, Wimperfledermaus, Große Hufeisennase) oder nicht mehr (Uferschnepfe als Brutvogel) vorkommen, werden vorliegend nicht abgehandelt. Ebenso nicht bestimmte Arten, für die konkrete Anlaufstellen durch Experten bestehen (z.B. Artenschutzprojekte, Artenhilfsprogramme Luchs, Apollofalter, Weißstorch, Haselhuhn etc.). Sofern diese Arten bei konkreten Vorhaben betroffen sind, sollen die jeweiligen Artexperten (Auskunft über die Oberen Naturschutzbehörden bei der SGD oder das LfU) für die Maßnahmenkonzeption hinzugezogen werden.

3 Vorgehensweise und Rahmenbedingungen

3.1 Vorgehensweise

Für die behandelten Arten wird folgenden Fragestellungen nachgegangen:

1. Welche vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen kommen grundsätzlich in Betracht (Maßnahmenkatalog)?
2. Welche Maßnahmen sind unter welchen Bedingungen wirksam?
 - a. Welche fachlichen Rahmenbedingungen sind einzuhalten?
 - b. Welcher Zeitraum vergeht bis zur Wirksamkeit?
3. Wie hoch ist die Prognosesicherheit in Bezug auf die Wirksamkeit der Maßnahmen?

Die Vorgehensweise basiert in der Bewertungsmethodik auf einem Forschungsprojekt des Bundesamtes für Naturschutz (Runge et al. 2010). Weitere Angaben zur Bewertung in Kap. 3.2.3.

Es werden artspezifisch Maßnahmen ausgewiesen, die nach Literaturbelegen und fachlicher Einschätzung als artbezogen sachgerecht angesehen werden und zugleich die an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zu stellenden allgemeinen Anforderungen (bspw. ausreichend kurze Entwicklungsdauer) erfüllen. Diesen Maßnahmen kann unter den in Kapitel 3.2 näher beschriebenen Rahmenbedingungen attestiert werden, dass sie mit einer entsprechenden Prognosesicherheit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen geeignet sind.

Die identifizierten potenziellen CEF-Maßnahmen mit hoher Wirksamkeit und hoher Prognosesicherheit kommen nach Auffassung der Autoren grundsätzlich auch als mögliche Schadensbegrenzungsmaßnahmen zur Vermeidung von Beeinträchtigungen von Tierarten des Anhang II FFH-RL oder von charakteristischen Tierarten der Lebensräume

des Anhangs I FFH-RL in Frage. Ob im Einzelfall vor dem Hintergrund des strengen FFH-Gebietsschutzes höhere Anforderungen bei der Anwendung als Schadensbegrenzungsmaßnahmen zu beachten sind, muss im Einzelfall geklärt werden.

Vermeidungsmaßnahmen, die unmittelbar am betreffenden Bauwerk ansetzen (beispielsweise Grünbrücken, Amphibienleiteinrichtungen) oder Maßnahmen speziell zur Vermeidung von Störungen durch Beunruhigung (z.B. Verlegung eines Rad- und Wanderweges aus einem Bereich mit Rastvorkommen störungsempfindlicher Arten oder die Ausweisung von Jagdruhezonen) werden nicht berücksichtigt, auch wenn sich bei einigen Arten eine effektive Beseitigung von Störquellen als wirksame Maßnahme aufdrängt. Sofern die Störungsfreiheit einer Maßnahmenfläche jedoch Voraussetzung für den Maßnahmenerfolg ist, wird dies als Rahmenbedingung für die jeweilige habitatgestaltende Maßnahme benannt.

Das Ergebnis ist in artspezifischen Maßnahmensteckbriefen in Anlage 4 dokumentiert. Diese enthalten neben der Maßnahmenbeschreibung und –bewertung auch die jeweils relevanten artökologischen Informationen über die Habitatanforderungen.

Für den Großteil der Arten wurde auf die Steckbriefe in MKULNV (2013) zurückgegriffen¹. Soweit in diesen Artsteckbriefen auf Sachverhalte und landesspezifische Vorgaben in NRW eingegangen wird (bzgl. Erhaltungszustand, NRW-spezifische Richtlinien wie die „Blaue Richtlinie“, Hinweise aus dem „Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz“), sind stattdessen die entsprechenden Landesgesetze und Anwenderhinweise RLP zu beachten (z.B. LWaldG RLP statt LFoG NRW). Bezüglich der in den Steckbriefen von MKULNV (2013) enthaltenen Angaben zur Abgrenzung der Lokalpopulation und zum Risikomanagement liegen für RLP keine vergleichbaren landesspezifischen verbindlichen Regelungen vor. Diese Angaben aus NRW entfallen daher für RLP; über die Abgrenzung der Lokalpopulation und die Notwendigkeit eines Risikomanagements ist im Einzelfall zu entscheiden.

In einigen Fällen wurden die Darstellungen und Bewertungen aus MKULNV (2013) an die rheinland-pfälzischen Verhältnisse angepasst bzw. aktuelle Erkenntnisse integriert:

- Bei abweichender Habitatwahl im Vergleich zu den Verhältnissen in NRW (z.B. Mauereidechse).
- Bei ergänzenden Angaben bzgl. der Maßnahmenausführung, die auf die rheinland-pfälzischen Bedingungen abstellen. Geprüft wurden hierzu insbesondere die Artenhilfskonzepte und -programme, Maßnahmenblätter etc. der

¹ mit Einverständnis des Herausgebers (telefonische Absprache zwischen Herrn Dr. Kiel, MKULNV NRW und Herrn Schneider, LBM Rheinland-Pfalz vom 04.11.2016).

Staatl. Vogelschutzwarte Frankfurt (VSW) sowie des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz (LfU).

- Im Einzelfall wurden Wirksamkeitsbelege ergänzt, soweit zwischenzeitlich relevante ergänzende Hinweise zu Maßnahmen und Angaben zur Prognosesicherheit publiziert wurden. Hieraus resultiert in einem Fall (Maßnahme 4 für die Wildkatze) die Empfehlung, die Maßnahmeneignung von mittel auf gering herabzustufen.

Inhaltliche Änderungen gegenüber den Steckbriefen aus MKULNV (2013) sind in vorliegenden Bearbeitungen für RLP (Anlage 4, ID-Nummer 1 bis 110²) in **blauer Schrift** bzw. durch Streichungen kenntlich gemacht. Die gegenüber MKULNV (2013) für RLP neu behandelten Arten (ID-Nummer 111 bis 146) sind in den Steckbriefen in **blauer Schrift** gehalten.

Der jeweilige artspezifische Bearbeitungsstand ist im Inhaltsverzeichnis zur Anlage 4 abgebildet:

- NRW 2013 für im Wesentlichen unveränderte Steckbriefe
- NRW 2013, ergänzt 2018 für ergänzte / angepasste Steckbriefe
- RLP 2018 für neue Steckbriefe.

3.2 Rahmenbedingungen

Im Gebrauch der Unterlage sind die nachfolgend aufgeführten Bedingungen zu berücksichtigen.

² Fehlende Nummern (z. B. ID 18) bezogen sich auf Arten, die ursprünglich im Leitfaden MKULNV (2013) vorgesehen waren, dann aber aus verschiedenen Gründen in Abstimmung mit MKULNV in der Schlussphase gestrichen wurden.

3.2.1 Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten der behandelten Arten

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sollen sicherstellen, dass trotz Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten die ökologische Funktion im räumlichen Zusammenhang ohne zeitliche Lücke weiterhin gewährleistet ist. Was als Maßnahme in Betracht kommt, ist demgemäß auch durch den Begriff der Fortpflanzungs- und Ruhestätte näher zu bestimmen.

Die Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte für die behandelten Arten wurde artspezifisch in den Steckbriefen (Anlage 4) entwickelt. Soweit fachliche Konventionen (z.B. RUNGE et al. 2010) im Einzelfall entsprechende Abgrenzungen der „Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang“ bereits enthielten, wurde auf diese Definitionen nach Möglichkeit zurückgegriffen.

Entsprechend den Verhaltensweisen der einzelnen behandelten Arten fällt die Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten tendenziell weit aus: Alle Bestandteile, ohne die die Habitate als solche nicht funktionsfähig sind, sind Bestandteil derselben (ebenso: RUNGE et al. 2010).

Eine engere räumliche Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte beschränkt sich auf das Nest, den Horst, Eiablageplätze, Wochenstuben von Fledermäusen etc., wobei dann regelmäßig ein gewisses räumliches Umfeld einzubeziehen ist (vgl. hierzu auch die Nestschutzzone für einige Vogelarten gem. § 24 LNatSchG). Die Begrenzung auf das engere räumliche Umfeld erfolgt bei Arten mit eher großen Raumansprüchen, z.B. Kolkkrabe. Die Empfehlung zur Abgrenzung des räumlichen Umfelds orientiert sich für die Vogelarten dabei an der planerisch zu berücksichtigenden Fluchtdistanz (in GASSNER et al. 2010: 192 f.) und geht damit in einigen Fällen über die Nestschutzzone gem. §24 LNatSchG hinaus.

Zu den Ruhestätten im Sinne von § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG zählen bei den Vögeln auch die Raststätten von Wintergästen und Durchzüglern. Kriterien für die Abgrenzung einer Raststätte als Ruhestätte im artenschutzrechtlichen Sinne sind insbesondere die Individuenzahl (Relevanzschwelle), die Aufenthaltsdauer und insbesondere die regelmäßige Nutzung der Stätte. Dies wird in den Beschreibungen der Ruhestätten in den Steckbriefen verdeutlicht. Auf eine Angabe einer artspezifischen Relevanzschwelle (Mindest-Individuenzahl, vergl. SUDMANN et al. 2017 für NRW) für die Abgrenzung der Flächen von Rastvogelversammlungen als Ruhestätte wurde verzichtet.

Weitere Erläuterungen zur Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind dem jeweiligen aktuellen „Leitfaden Artenschutz - Fachbeitrag Artenschutz (Mustertexte) bei Straßenbauvorhaben in Rheinland-Pfalz (LBM 2020)“ zu entnehmen.

3.2.2 Abgrenzung der Lokalpopulation

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen / CEF-Maßnahmen können im Sinne von Vermeidungsmaßnahmen dazu beitragen, erhebliche Störungen von lokalen Tierpopulationen (im Rahmen von § 44 (1) Nr. 2 BNatSchG) abzuwenden bzw. zu reduzieren. Für die Konzeption wirksamer Maßnahmen zur Vermeidung von Störungstatbeständen sind Informationen erforderlich, wie die lokale Population abgegrenzt ist.

Grundsätzlich gilt, dass die lokale Population im Einzelfall nach den jeweiligen vorgefundenen Bedingungen abzugrenzen ist. Landesspezifische Festlegungen seitens der rheinland-pfälzischen Naturschutzverwaltung sind nicht vorhanden. Die im NRW-Leitfaden normierte Festlegung z.B. nach politischen Grenzen hat für Rheinland-Pfalz keine Gültigkeit. Soweit allgemeine Konventionen bestehen bzw. die Artökologie bereits plausible Hinweise zur Abgrenzung gibt, erfolgen Angaben zur möglichen Abgrenzung im Artsteckbrief.

Allgemein kann auf die Abgrenzungskriterien in LANA 2009 / BfN Internethandbuch zurückgegriffen werden (weitere Angaben in SCHNITTER et al. 2006, PAN & ILÖK 2010). Das Internethandbuch „Arten“ des BfN³ listet ausgehend von den räumlichen Verteilungsmustern und den artspezifischen Kriterien wie z.B. Raumanspruch, Mobilitätsverhalten, Sozialstruktur, Organisation der Fortpflanzung etc. unterschiedliche Fallgruppen von lokalen Populationen auf, die einen Orientierungsrahmen darstellen, in den die behandelten Arten entsprechend eingeordnet werden:

- Die Abgrenzung von Arten mit gut abgrenzbaren örtlichen Vorkommen im Bezugsraum (kleinräumig konzentrierte Vorkommen, Vorkommen von Arten mit einer punktuellen oder zerstreuten Verbreitung, Arten mit lokalen Dichtezentren, z.B. Laichgemeinschaften von Amphibien, die Libellen eines Teichgebietes, die Bachmuschelvorkommen eines Fließgewässerabschnitts, die Fledermäuse einer Wochenstube oder eines Winterquartiers, kolonieartig vorkommende Vogelarten wie bspw. Bienenfresser) sollte sich an den Beständen selbst bzw. den von ihnen besiedelten Lebensräumen und kleinräumigen Landschaftseinheiten orientieren (z.B. Gewässer, Waldbereiche, Grünlandkomplexe, Niederungen).
- Bei Arten mit flächiger Verbreitung im Bezugsraum (z.B. Zauneidechse, Vögel der Feldflur oder durchgehende Verbreitung von einzelnen Libellenarten an Fließgewässern) kann eine Abgrenzung der lokalen Population meist nur pragmatisch erfolgen (Ebenen der naturräumlichen Landschaftseinheit / Schutzgebietsgrenzen).

³ <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/6229.html>. Abruf 27.06.2016.

3.2.3 Definition Wirksamkeit einer vorgezogenen Ausgleichsmaßnahme

Bzgl. der Wirksamkeit einer CEF-Maßnahme wird die Definition in LANA (2009) zu Grunde gelegt:

„[...] Eine vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ist wirksam:

- wenn die neu geschaffene Lebensstätte mit allen notwendigen Habitatalementen und -strukturen aufgrund der Durchführung mindestens die gleiche Ausdehnung und eine gleiche oder bessere Qualität hat UND
- wenn die zeitnahe Besiedlung der neu geschaffenen Lebensstätte unter Beachtung der aktuellen fachwissenschaftlichen Erkenntnisse mit einer hohen Prognosesicherheit durch Referenzbeispiele oder fachgutachterliches Votum attestiert werden kann ODER wenn die betreffende Art die Lebensstätte nachweislich angenommen hat.“

3.2.4 Bewertung der Eignung einer Maßnahme

Die Bewertung der jeweiligen Maßnahme erfolgt im Hinblick auf ihre Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (CEF), nachrangig als kompensatorische Maßnahme (FCS), in Anlehnung an die Kriterien in RUNGE et al. (2010).

Neben den Merkmalen der konkret betroffenen Art haben maßnahmenbezogene Aspekte Einfluss auf die Prognosesicherheit bzgl. der Wirksamkeit der Maßnahmen. Vom jeweiligen Einzelfall (Raumbezug des Vorhabens und der Maßnahme) unabhängige Bewertungskriterien sind auf einer ersten Ebene bezüglich der Prognosesicherheit die Kriterien:

- Kenntnisstand zur Ökologie der Art (zum Beispiel Ausbreitungsfähigkeit, Fortpflanzungsstrategie, Mobilität / Standorttreue, Aktionsraum des Individuums bzw. der Kolonie, Artansprüche bzgl. Fortpflanzungs- und Ruhestätten, essenzielle Habitatstrukturen / spezielle Nahrungshabitate)
- Art und Menge der positiven wissenschaftlichen (Literatur-) Belege

auf einer zweiten Ebene:

- Die kurzfristige oder gegebenenfalls nur langfristige „Entwickelbarkeit“ der Strukturen der jeweiligen Maßnahme.

Aspekte „Prognosesicherheit“

Der Aspekt „Prognosesicherheit“ hängt in erster Linie vom Kenntnisstand zur Ökologie der Art sowie den bekannten wissenschaftlichen Wirksamkeitsbelegen bzw. - für den

Fall, dass keine verfügbaren Literaturbelege vorliegen – die Plausibilität der Maßnahme vor dem Hintergrund des Kenntnisstandes zur Ökologie ab.

Die Bewertung der zwei Kriterien „Kenntnisstand zur Ökologie der Art“ sowie „Belege / Plausibilität“ ist in den Art- bzw. Maßnahmensteckbriefen separat voneinander dokumentiert und in die 3 Wertstufen „hoch“ / „mittel“ / „gering“ eingeordnet.

Für die Verknüpfung der Kriterien „Kenntnisstand zur Ökologie der Art“ sowie „Belege / Plausibilität“ zur Bewertung der Prognosesicherheit wurden die in Tabelle 1 benannten Regeln zu Grunde gelegt. Die dabei ermittelte Prognosesicherheit wird in einem nächsten Bewertungsschritt mit der „Entwickelbarkeit der Strukturen“ verknüpft (Tabelle 2).

Tabelle 1: Bewertung der Prognosesicherheit der Maßnahmen nach den Kriterien „Kenntnisstand zur Ökologie der Art“ und „Belege / Plausibilität“

Einstufung der Prognosesicherheit	Erläuterungen zur Anwendung des Kriteriums
Sehr hoch	Es liegen <u>mehrere</u> hinreichende Wirksamkeitsbelege ⁴ vor und es gibt keine widersprüchlichen und zugleich plausiblen Wirksamkeitsbelege. Keine Kenntnislücken bzgl. der artspezifischen Ansprüche.
Hoch	Die Maßnahme wird in der Literatur vorgeschlagen. Es sind mindestens <u>ein</u> hinreichender Wirksamkeitsbeleg und / oder dokumentierte positive Experteneinschätzungen ⁵ vorhanden. Für den Fall, dass keine dokumentierten Wirksamkeitsbelege / Experteneinschätzungen vorhanden sind, wird eine Maßnahme mit einer hohen Prognosesicherheit bewertet, wenn sie auf der Basis umfangreicher Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen als hoch plausibel erscheint und keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme vorliegen. Sofern sich z.B. aus der Literatur ein uneinheitliches Bild bezüglich der Wirksamkeit einer Maßnahme ergibt, wird nach der Qualität der Gegenmeinung (wiss. Untersuchung mit anderem Ergebnis, fachlich umfangreich begründete negative Experteneinschätzung oder „nicht näher spezifizierte Zweifel“) über eine Herabstufung entschieden. Die Entscheidung wird in diesem Fall im Steckbrief näher erläutert.
Mittel	Es sind Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden, die Maßnahme erscheint aber grundsätzlich plausibel. Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden oder widersprüchlich. Die Maßnahme taucht nicht oder nur in Einzelfällen in der Literatur auf (z.B. weil sie bislang nur in geringem Maße angewendet wurde).

⁴ Ein hinreichender Wirksamkeitsbeleg ist eine publizierte und ausreichend dokumentierte Funktionskontrolle der jeweiligen Maßnahme mit positivem Ergebnis hinsichtlich der Entwicklung des Bestandes der Zielart (RUNGE et al. 2010: 76).

⁵ „Unter einer positiven Experteneinschätzung wird die mehrheitliche Übereinkunft anerkannter Fachleute hinsichtlich der Wirksamkeit einer Maßnahme verstanden. Eine einzelne Gutachterposition reicht hierfür nicht.“ (RUNGE et al. 2010: 76). Dasselbe hat auch für die negative Experteneinschätzung zu gelten.

Einstufung der Prognosesicherheit	Erläuterungen zur Anwendung des Kriteriums
Gering	Wirksamkeitsbelege, Experteneinschätzungen sowie Anwendungsempfehlungen sind nicht vorhanden oder widersprüchlich. Aufgrund von Kenntnislücken bei den artspezifischen Ansprüchen ist keine sichere Einschätzung der Plausibilität der Maßnahme möglich.
Keine	Es liegen überwiegend negative Experteneinschätzungen zur Maßnahmenwirksamkeit oder Belege für die Unwirksamkeit der Maßnahme vor. Es existieren Kenntnislücken bei den artspezifischen Ansprüchen.

Aspekt „Entwickelbarkeit der Strukturen“

Der Aspekt „Entwickelbarkeit der Strukturen“ hängt in erster Linie vom Entwicklungszeitraum bis zur Wirksamkeit einer Maßnahme ab. Die Wahrscheinlichkeit der Wirksamkeit vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen ist umso größer, je geringer die Entwicklungsdauer für die Neu- oder Wiederherstellung der Lebensstätten sind. Die Maßnahmen werden entsprechend der Klassifizierung des BfN (RUNGE et al. 2010) eingeteilt in solche, deren Entwicklung:

- < 5 Jahre (kurzfristig)
- > 5-10 Jahre (mittelfristig)
- > 10 Jahre (langfristig) dauert.

Bzgl. der Herstellungsdauer der jeweiligen Habitate orientieren sich die Angaben an LfU (2006), sofern der Literatur keine konkreten Angaben zu entnehmen sind.

Die artenschutzrechtlich veranlassten Maßnahmen müssen zum Zeitpunkt des Eintritts der Beeinträchtigung wirksam sein. Dementsprechend muss die maßnahmentypische Entwicklungsdauer bei der Konzeption der Maßnahmen und bei der Planung des Vorhabens berücksichtigt werden. Die damit zusammenhängenden Fragen bezüglich des Projektablaufes müssen in jedem Einzelfall geklärt werden. Maßnahmen, welche 5-10 Jahre für ihre Entwicklung benötigen, kommen vielfach nicht als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen in Betracht. Ausnahmsweise können entsprechende Maßnahmen geeignet sein, wenn sie frühzeitig vor Umsetzung eines Projektes auf vorbereitenden Planungsebenen konzipiert und vorauslaufend umgesetzt werden können.

Maßnahmen, deren Realisierung mehr als zehn Jahre dauert, sind als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen dagegen nicht geeignet, können jedoch als kompensatorische Maßnahmen (FCS-Maßnahme) in Betracht kommen.

Gesamtbewertung der Eignung als „vorgezogene Ausgleichsmaßnahme“ (CEF)

Jede Maßnahme erhält eine Eignungsbewertung durch Verknüpfung der Kriterien „Prognosesicherheit der Maßnahmen“ und „Entwickelbarkeit der Strukturen“ (Tabelle 2) (analog zu RUNGE et al. (2010: 76) bzw. MKULNV (2013: 23).

Es ergeben sich folgende Ableitungsregeln:

Eine Einstufung als „geeignet“ erhalten nur solche Maßnahmen, deren Prognosesicherheit mindestens „hoch“ ist und deren Entwicklung absehbar nicht länger als 10 Jahre dauert (Unabhängig von der prognostizierten Entwicklungsdauer gilt die Verpflichtung, dass eine vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zum Zeitpunkt des Eingriffs wirksam sein muss).

Die Erfolgswahrscheinlichkeit nach dem Stand der Belege / Plausibilität ist ausschlaggebend für die Bewertung der Eignung.

- Eine „sehr hohe“ Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme besteht, wenn kurzfristige Wirksamkeit und gute Belege / Plausibilität bestätigt sind.
- Bei als „hoch“ bewerteten Maßnahmen bestehen noch Kenntnislücken zur Ökologie der Art oder die Belege zur Wirksamkeit der Maßnahme beruhen überwiegend auf Experteneinschätzungen. Dann wird auch bei kurzfristiger Entwicklungsdauer keine „sehr hohe“ Eignung erreicht. Mit „hoch“ bewertete Maßnahmen sind als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen geeignet. Im Einzelfall müssen sie spezifisch überwacht bzw. durch ein Risikomanagement untersetzt werden.
- Maßnahmen mit „mittlerer“ Eignung können in Einzelfällen in Erwägung gezogen werden, sofern die in den Steckbriefen artbezogen genannten Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit vollumfänglich erfüllt werden können. In der Regel bestehen erhöhte Anforderungen an eine Überwachung bzw. ein Risikomanagement. Als „mittel“ wurden auch Maßnahmen eingestuft, die bei ansonsten gleichen fachlichen Rahmenbedingungen eine etwas längere Entwicklungszeit benötigen. Diese Bewertung gilt aber nur, wenn die Projektrahmenbedingungen den längeren zeitlichen Vorlauf der Maßnahmen möglich machen.
- Maßnahmen mit „geringer“ oder „keine Eignung“ sind nicht zu verwenden. Sie werden hier (ausnahmsweise) zur Dokumentation der nach heutigem Kenntnisstand unzureichenden Eignung aufgeführt.

Im Fachbeitrag Artenschutz sind immer die Maßnahmen mit einer hohen Eignung denen mit einer mittleren Eignung vorzuziehen. Kann nicht sichergestellt werden, ob eine CEF-Maßnahme funktioniert (mittlere bis geringe Eignung), dann ist im Fachbeitrag Artenschutz, wenn die Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 i. V. m. Abs. 5 BNatSchG bezüglich der gemeinschaftsrechtlich geschützten Arten erfüllt sind, für eine Projektzulassung die Ausnahme nach § 45 Abs. 7 BNatSchG zu beantragen.

Eignung als „kompensatorische Maßnahme“ (FCS)




Alle Maßnahmen, welche sich als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen eignen, kommen nach fachlichen Kriterien unter den Aspekten Prognosesicherheit und Entwicklungsdauer ebenso als kompensatorische Maßnahmen (FCS) im Zuge einer artenschutzrechtlichen Ausnahme in Betracht.

Eine Maßnahme ist als „kompensatorische Maßnahmen“ (FCS) „geeignet“, wenn die Prognosesicherheit mindestens „mittel“ ist. Je nachdem wie lange die Entwicklung der Maßnahme voraussichtlich dauert, muss über ein begleitendes Risikomanagement im Einzelfall entschieden werden.

Tabelle 2: Bewertungsregel zur Feststellung der Eignung einer Maßnahme als „vorgezogene Ausgleichsmaßnahme“ (CEF) oder „kompensatorische Maßnahme“ (FCS) aufgrund von Prognosesicherheit und Entwicklungsdauer

Prognosesicherheit	Entwicklungsdauer		
	gering / kurzfristig (0-5 Jahre)	mittel (> 5-10 Jahre)	langfristig (> 10 Jahre)
sehr hoch	CEF: geeignet (sehr hoch) FCS: geeignet	CEF: geeignet, sofern Projektumsetzung in > 5 Jahren FCS: geeignet	CEF: nicht geeignet FCS: geeignet
hoch	CEF: geeignet (hoch) FCS: geeignet	CEF: geeignet, sofern Projektumsetzung in > 5 Jahren FCS: geeignet	CEF: nicht geeignet FCS: geeignet
mittel	CEF: nach Einzelfallprüfung geeignet FCS: nach Einzelfallprüfung geeignet	CEF: nach Einzelfallprüfung geeignet, sofern Projektumsetzung in > 5 Jahren FCS: nach Einzelfallprüfung geeignet	CEF: nicht geeignet FCS: nach Einzelfallprüfung geeignet
gering	nicht zur Anwendung empfohlen	nicht zur Anwendung empfohlen	nicht zur Anwendung empfohlen
(keine)	nicht zur Anwendung empfohlen	nicht zur Anwendung empfohlen	nicht zur Anwendung empfohlen

Regelfallbewertung der Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme:

-  sehr hohe – hohe Eignung
-  mittlere Eignung
-  geringe / keine Eignung / nicht zur Anwendung empfohlen.

3.3 Katalog der in Betracht kommenden Maßnahmen

Der Maßnahmenkatalog (Anlage 1) ist ein Katalog von möglichen vorgezogenen Maßnahmen, welche in Bezug auf die jeweilige Art geeignet sind, Fortpflanzungs- oder Ruhestätten oder Teile davon in vergleichsweise kurzer Zeit herzustellen.

Die Maßnahmenauflistung entspricht in der Systematik dem in MKULNV (2013) zugrunde gelegten Katalog. Maßnahmen für planungsrelevante Arten in Rheinland-Pfalz, die nicht in MKULNV (2013) benannt wurden, sind in die Systematik eingeordnet und mit dem Kürzel „RLP“ versehen (blaue Schrift).

Grundsätzlich in Betracht kommen alle Artenschutzmaßnahmen, in deren Folge Strukturen oder Funktionen in den jeweiligen Lebensstätten der ausgewählten Tierarten entstehen, welche für das Vorkommen der Arten essenziell sind.

Die jeweils artspezifisch relevanten Strukturen und Funktionen / Ressourcen (Habitat-elemente oder -qualitäten) sind in jedem Artensteckbrief benannt. Diesen werden denjenigen Maßnahmen gegenübergestellt, welche nach Erfahrungswerten zum Aufbau der entsprechenden Strukturen / Ressourcen führen. Maßnahmen zur Entwicklung von Nahrungshabitaten wurden aufgenommen, sofern Nahrungshabitate als essenzielle Bestandteile der Fortpflanzungs- und Ruhestätten dieser Arten anzusehen sind.

Die Ableitung und Beschreibung der Maßnahmen erfolgte nach Sichtung von Informationsquellen in der einschlägigen Literatur, welche Berichte über Maßnahmen für Arten erwarten ließen. Vorzugsweise wurden Nachkontroll-Untersuchungen ausgewertet.

Der Maßnahmenkatalog soll als Grundlage herangezogen werden, er kann jedoch grundsätzlich nicht jedem Einzelfall gerecht werden. Deswegen muss eine aus dem Katalog übernommene Maßnahme in Bezug auf ihre Übertragbarkeit in jedem Einzelfall entsprechend den lokal vorhandenen Gegebenheiten überprüft und angepasst werden und gegebenenfalls als ungeeignet verworfen werden.

Im Laufe der Recherchen hat sich herausgestellt, dass die Fachliteratur einen recht weiten Bereich möglicher Maßnahmen bislang nicht abbildet. Viele Maßnahmen wurden oft nur in kleinstem Rahmen durchgeführt; sie sind oftmals nur unzureichend dokumentiert und in der Regel nicht nachkontrolliert worden. Darunter können sich auch Maßnahmen befinden, welche durchaus ein Potenzial als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen haben, die auf der Grundlage der vorliegenden Daten und Beschreibungen bis auf weiteres aber nur bedingt bewertet werden können. Vor diesem Hintergrund hat der in Anlage 1 aufgeführte Maßnahmenkatalog auch keinen abschließenden Charakter. Im Einzelfall können weitere, in den Tabellen nicht aufgeführte Maßnahmen in Betracht kommen, sofern sie die fachlichen Anforderungen an die Wirksamkeit von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen erfüllen.

Für die Fledermausarten sind zusätzlich zu den in den Steckbriefen (Anlage 4) detailliert aufgeführten Maßnahmen in Anlage 3 weitere Maßnahmen benannt, die entsprechend der Artökologie im Einzelfall anwendbar sein könnten. Für sie wurde noch keine Detailprüfung bezüglich der Wirksamkeitskriterien oder Wirksamkeitsbelegen vorgenommen. Die Eignung dieser Maßnahmen ist im Einzelfall durch den Gutachter herzuleiten.

3.3.1 „Technische Nisthilfen“

Im Zusammenhang mit der funktionsbezogenen Zuordnung von „technischen“ Maßnahmen mit künstlichen Lebensraumelementen zu den beeinträchtigten / zerstörten Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind folgende Regeln fachlich Konsens (in Anlehnung an RUNGE et al. 2010):

- Bruthilfen (z.B. Nistkästen) sind bei Arten, die Fortpflanzungs- und Ruhestätten sowohl im Siedlungsbereich wie in natürlichen Umgebungen (Wald, Felsen) wählen, analog zur beeinträchtigten / zerstörten Lebensstätte neu zu entwickeln.
- Das Aufhängen von Nistkästen für Brutvögel, Haselmaus- oder Fledermauskästen und vergleichbare Maßnahmen zur Schaffung von Ersatzquartieren für entfallende Baumhöhlen können zur Überbrückung von zeitweise bestehenden Funktionslücken angewendet werden.
- Generell können die „technischen“ Maßnahmen Nistkästen / Nisthilfen nur als Übergangslösung in Kombination mit anderen Lebensraum verbessernden Maßnahmen eingesetzt werden. Diese sollen generell mit Maßnahmen zur Verbesserung der natürlichen Habitatqualitäten wie beispielsweise der Erhöhung des Altholzanteiles in Waldbeständen (s.u.) kombiniert werden. Dies ergibt sich aus der fachlichen Anforderung, dass die geschaffenen Habitate entsprechend der beeinträchtigten Lebensstätten, die sie ersetzen sollen, längerfristig funktionsfähig sein müssen, was bei Nistkästen eine langfristige und aufwendige Betreuung voraussetzt.

3.3.2 Besonderheit bei Maßnahmen im Wald: Nutzungsverzicht, Erhöhung des Erntealters

Maßnahmen zum Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters von bereits aktuell geeigneten Beständen werden in der Literatur zahlreich für Waldfledermausarten, Spechte (inklusive Höhlennachnutzern wie z. B. Hohltaube) und Greifvögel genannt.

Eine aktive Maßnahmenkomponente (z. B. Auflichtungen, um die Anflugmöglichkeit an Baumhöhlen / den Kronenbereich zu gewährleisten, Ausbringen von Nistkästen / Nisthilfen) ist bei bereits geeigneter Habitateignung im Status quo nicht immer möglich, nicht sinnvoll oder mit Unsicherheiten verbunden. Bei Fehlen sinnvoller Möglichkeiten zur Durchführung aktiver Komponenten ist die Maßnahme dann mit einer anderen Maßnahme zu kombinieren. Ist dies nicht möglich (oder sinnvoll), ist eine Anerkennung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme fraglich.

Die waldbaulichen Maßnahmen sind immer mit der zuständigen Forstverwaltung abzustimmen und wenn möglich, in das „BAT-Konzept“ (Konzept zum Umgang mit Biotopbäumen, Altbäumen und Totholz bei Landesforsten Rheinland-Pfalz, MULEWF Mainz 2011) einzubinden. Über die Zentralstelle der Forstverwaltung in Emmelshausen können aus einer Gesamtübersicht heraus wertvolle Hinweise gegeben werden, an welchen Stellen, beispielsweise durch Erweiterungen von Wildnisflächen aus anderen Vorhaben oder Bildung von Trittsteinen, Wildnisentwicklungen durch CEF Maßnahmen unterstützt werden können.

3.3.3 Umsiedlung

Umsiedlungsmaßnahmen, beispielsweise die Umsiedlung von Amphibien oder der Bachmuschel in ein neu geschaffenes Laichgewässer, können in der Regel keine eigenständigen vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen darstellen.

Sowohl für die Umsiedlung (Entnahme aus dem Gewässer) wie für die Ansiedelung müssen zahlreiche Rahmenbedingungen erfüllt sein. Die Maßnahmen sind regelmäßig mit erheblichen Unsicherheiten behaftet (in Bezug auf den räumlichen Zusammenhang von Spender- und Zielhabitat; unbesiedelte Lebensstätten müssen als Zielhabitat vorhanden sein; die Durchführung ist nur in artspezifisch geeigneten Stadien möglich und / oder immer mit der Gefahr von Verletzung / Tötung verbunden).

Bezüglich der Umsiedlung von Amphibien ist eine Verschleppung von Rana-Viren und der Infektionskrankheit Chytridiomykose zu verhindern. Hierzu wurden vom BfN mit der Universität Trier Hygieneregeln entwickelt, die das Landesamt für Umweltschutz RLP veröffentlicht hat (<https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/salamanderpest/>). Über Umsiedlungsmaßnahmen muss im Einzelfall entschieden werden.

3.3.4 Winterquartiere von Fledermäusen

Der Anwendungsbereich des Leitfadens bzgl. Winterquartieren von Fledermäusen beschränkt sich auf sporadische Vorkommen von Einzeltieren. Bei Betroffenheit von Quartieren, die von mehreren Tieren genutzt werden, können keine landesweiten Standards für Artenschutzmaßnahmen empfohlen werden.

3.4 Maßnahmenbezogene übergreifende Hinweise

Folgende Rahmenbedingungen sind maßnahmenübergreifend zu beachten (analog zu MKULNV 2013: 34ff):

1. Der Maßnahmenumfang muss immer einzelfallbezogen ermittelt werden. Grundsätzlich gilt, dass eine Maßnahme mindestens in demselben Umfang erfolgen muss, in dem Lebensstätten vorhabenbedingt verloren gehen oder funktional beeinträchtigt werden. Aufgrund der ökologisch-funktionalen Betrachtungsweise bezüglich der Wirksamkeit von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen kann unter Umständen dieselbe Lebensraumqualität auch mit einem geringeren Flächenumfang erreicht werden, was im Einzelfall darzulegen wäre. Wo möglich und sinnvoll werden ergänzend konkrete Vorschläge für (wirksame) Mindestflächen, den Umfang der Maßnahme betreffend, gemacht. Bei Vogelarten mit kleinem Revier orientiert sich die vorgeschlagene Minimal-Flächengröße an der durchschnittlichen Reviergröße der Art (z. B. Grauammer: mind. 2 ha, Braunkehlchen: mind. 1,5 ha). Abweichungen sind dann im Einzelfall, z.B. aufgrund der lokal ausgeprägten Reviergrößen, begründbar. Bei Arten mit großem Aktionsraum werden für die Nahrungshabitate im Regelfall 2 ha als Mindestwert vorgeschlagen. Der Mindestwert von 2 ha soll sicherstellen, dass bei der Konzeption von Nahrungshabitaten für diese Arten keine Kleinstflächen entwickelt werden. Dies entspricht einem Konventionsvorschlag aus MKULNV (2013), der dort u.a. bei Rotmilan oder Mäusebussard bezüglich Nahrungshabitaten Anwendung findet. Ab 2 ha Maßnahmenfläche wird von einem „spürbaren“ Effekt für die Zielarten ausgegangen, der ggf. auch durch Messung höherer Attraktivität (Nutzungsdauer oder Nutzungsfrequenz) nachweisbar wäre. (Die Angabe bedeutet nicht, dass ein Eingriff gleich welchen Umfangs in die Nahrungshabitate im Regelfall durch eine Maßnahme von nur 2 ha Umfang begegnet werden kann; je nach Eingriffsumfang besteht ein höherer, jedoch in der Regel kein geringerer Maßnahmenbedarf). Die Angabe liefert auch keine Festlegung, ab welcher Flächengröße die Maßnahmenflächen spezifische, über die allge-

meine Nahrungshabitat-Eigenschaft hinausgehende Funktionen, z.B. als Ablenkfläche für Rotmilane im Umfeld eines Kollisionen verursachenden Projektes, übernehmen kann.

Bei einigen Arten-Maßnahmen-Kombinationen wurde neben einem Mindestwert bei flächiger Umsetzung auch ein Vorschlag für den Mindestumfang bei streifenförmiger Umsetzung angegeben. Im Regelfall sind flächige Maßnahmen zu bevorzugen. Bei streifenförmiger Maßnahme ist die optimale Platzierung der Streifen (z. B. Entfernung zu Störquellen, keine Anlockung von Prädatoren aufgrund von Grenzlinien) besonders wichtig, damit die Maßnahme die volle Wirksamkeit entfalten kann. Dies ist auch Voraussetzung für die Anrechenbarkeit als CEF-Maßnahme.

2. Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF) und kompensatorische Maßnahmen (FCS) müssen ihre Funktion i.d.R. solange erfüllen, wie die vorhabenbedingte Beeinträchtigung wirksam ist. Hierzu können auch wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionserfüllung erforderlich werden.
3. Dies macht eine langfristige, unter Umständen dauerhafte Sicherung, Betreuung und Unterhaltung von Maßnahmen / Flächen durch den Vorhabenträger über geeignete Instrumente (z.B. Ankauf, Grundbucheintragungen, vertragliche Vereinbarungen, wiederholte Ausschreibungen der Pflege und Kontrolle der Wirksamkeit) erforderlich.
4. Im Regelfall sind Maßnahmen im direkten räumlich-funktionalen Zusammenhang zu bestehenden Populationen / Vorkommen der Art zu realisieren.
5. Maßnahmen sollten möglichst nur in solchen Bereichen (oder deren Umfeld) durchgeführt werden, die aktuell von der Art noch nicht besiedelt sind. Bereits besiedelte, aber qualitativ nur schlecht ausgeprägte Bereiche können sich auch als Maßnahmenfläche eignen, sofern sie ein entsprechendes Entwicklungspotenzial für eine qualitative Verbesserung zur Erhöhung der Siedlungsdichte der betreffenden Art aufweisen.
6. Maßnahmenflächen sollen nicht im Einflussbereich von vorhandenen Beeinträchtigungsquellen realisiert werden (v.a. Windenergieanlagen, Verkehrswege, Energiefreileitungen; keine Trennung der Teilhabitate durch Verkehrswege; bei diversen Fledermäusen keine Beeinträchtigung durch Beleuchtung an Flugrouten etc.).

Als Orientierungshilfe werden Abstandsempfehlungen für die Anlage von Maßnahmenflächen gegeben (vgl. Anlage 2).

Soweit in der Tabelle Anlage 2 keine Einträge erfolgt sind, liegen derzeit keine verallgemeinerbaren Angaben zu Mindestabständen vor.

7. Es dürfen keine Beeinträchtigungen anderer oder bereits vorhandener Arten / Populationen ausgelöst werden (z.B. Verdrängungseffekte, Konkurrenz, Prädation; Bsp.: Maßnahmen zur Gewässerpflege für Amphibien können für andere Arten problematisch sein, die Anlage von Gehölzen in Ackerlandschaften kann für Feldvögel problematisch sein, die Anlage von Sitzkrücken für den Mäusebusard kann das Prädationsrisiko für Wiesenvögel erhöhen).
8. Maßnahmen zum Gelegeschutz bei Vögeln stellen ebenso wie Umsiedlungsmaßnahmen bei Amphibien und Reptilien nur flankierende Maßnahmen / Notlösungen dar. Sie erfordern in der Regel eine Kombination mit anderen Habitat verbessernden Maßnahmen. Künstliche Nisthilfen (Nistkästen u.ä., s. 3.3.1) stellen in der Regel nur Übergangslösungen dar. Sie sind mit anderen Habitat verbessernden Maßnahmen zu kombinieren und erfordern dauerhafte Pflege beziehungsweise Kontrolle.
9. Sonderfall: Auch bei Maßnahmen in Lebensräumen von Pionierarten ist darauf zu achten, dass eine dauerhafte Sicherung der Funktionalität der Maßnahmen erfolgt.
10. Vor Ort tätige Artexperten sollen bei der Planung und Umsetzung von komplexen Maßnahmenkonzepten oder bei landesweit bedeutsamen Vorkommen und dem Monitoring eingebunden werden (z. B. Anlage von Nisthilfen für Wanderfalken in enger Abstimmung mit der AG Wanderfalkenschutz im NABU Rheinland-Pfalz; Maßnahmen in und an Fledermaus-Quartieren in Absprache mit den vor Ort tätigen Quartierbetreuern, Auskünfte einholen über Artexperten bei den Oberen Naturschutzbehörden der SGD, ggf. den Unteren Naturschutzbehörden oder das LfU, Abstimmung der Maßnahmen auch mit den Wasser-, Fischerei- und Forstbehörden).
11. In den Artensteckbriefen werden die Maßnahmen im Allgemeinen nicht bis auf die Ausführungsebene konkretisiert. Dies ist für die große Anzahl der Arten zum einen nicht sinnvoll darstellbar, zum anderen könnte eine weitere Konkretisierung dazu führen, dass zwingend notwendige orts- und raumspezifische Anpassungen unterbleiben.
12. Bei einer Reihe von Maßnahmen sind mehrere Einzelmaßnahmen mit einheitlichem Zielkonzept zu einem Maßnahmenbündel / einer Komplexmaßnahme zusammengefasst. Die einzelnen Maßnahmen können dabei abhängig vom Ausgangszustand der Maßnahmenfläche in der Regel einzeln eingesetzt werden. Ausnahmen bilden die Arten, die auf einen Nutzungsmix zwingend angewiesen sind (bspw. Großer Feuerfalter). Alle zusätzlich im FB Artenschutz entwickelten Maßnahmen sind im LBP in ein Gesamtkonzept einzubinden.

13. Gemäß § 40 BNatSchG ist für das Ausbringen von Gehölzen und Saatgut außerhalb ihrer Vorkommensgebiete ab März 2020 eine projektweise Genehmigung bei der zuständigen Behörde erforderlich. Genehmigungsfrei ist bei den Ansaaten die Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch) oder in Rheinland-Pfalz von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014). Bei den Gehölzen sind in RLP gebietseigene Gehölze der Vorkommensgebiete Westdeutsches Bergland und Oberrheingraben auszubringen.

4 Artensteckbriefe

Die Artsteckbriefe sind in Anlage 4 aufgeführt. Sie enthalten folgende Angaben zur Begründung und Dokumentation der Eignung / Funktionserfüllung von Artenschutzmaßnahmen, insbesondere als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (CEF):

Artspezifische Angaben:

- Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- oder Ruhestätte
- Habitatanforderungen, welche die Funktionserfüllung der spezifischen Maßnahme wesentlich bestimmen:
 - wichtige Habitatelemente / Faktoren (bspw. Flächenanteile relevanter Biotoptypen, Anzahl geeigneter Höhlenbäume, Anteil an Holzstubben, Totholzhaufen, Anzahl geeigneter Eiablageplätze, Wasserqualität, mikroklimatische Gegebenheiten etc.)
 - Räumliche Aspekte / Vernetzung (bspw. Entfernung zum nächsten Vorkommen und Eignung des Geländes zwischen den Vorkommen, insbesondere bei Metapopulationen von Bedeutung)

Maßnahmenspezifische Angaben:

- Allgemeine Maßnahmenbeschreibung
- Anforderungen an den Maßnahmenstandort
- Anforderungen an Qualität zum Umfang der Maßnahme:
- Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung
- Weitere zu beachtende Faktoren
- Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit

- Aspekte der Prognosesicherheit (Angaben zur Prognosesicherheit, mit denen die Wirksamkeit der jeweiligen Maßnahme vorhergesagt werden kann (vgl. Kap. 3.2.4))
- Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme)
- Fazit am Ende des jeweiligen Steckbriefes als artbezogene Gesamtbewertung.

Die Artensteckbriefe enthalten außerdem Hinweise darauf, ob Maßnahmen nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam sind (unter Querverweis auf diese Maßnahmen).

5 Artsspezifische Eignung der Maßnahmen

Anlage 3 enthält eine Übersicht aller artsspezifisch abgehandelten Maßnahmen und ihrer Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

6 Literaturverzeichnis

Hinweis: Die im Rahmen der Steckbriefe herangezogene Literatur ist im jeweiligen Steckbrief aufgeführt.

- Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.
- LANA / Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz (2009): Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetzes (Stand 02.10.2009). http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/web/babel/media/LANA-Hinweise_Artenschutzdefinitionen_Endfassung_09_10_02.pdf.
- Laufer, H. (2014): Praxisorientierte Umsetzung des strengen Artenschutzes am Beispiel von Zaun- und Mauereidechsen. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 77: 93-142.
- LfU, Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. Bearb.: Bayer. Landesamt für Umwelt. Ref. 56/LfU und Mühlhofer G. (Ifanos). 29 pp. http://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=STMUG&DIR=stmug&ACTIONxSETVAL%28artdtl.htm,APGxNO-DENR:283761,AARTxNR:lfu_nat_00106,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x%29=X. Aufruf am 22.12.2015.
- Lippuner, M. (2013): Neue Methoden zur Förderung der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und deren Anwendung in der Schweiz. – Zeitschrift für Feldherpetologie 20: 155–169.
- Loeffel, K., C. Meier, A. Hofmann & H. Cigler (2009): Praxishilfe zur Aufwertung und Neuschaffung von Laichgewässern für Amphibien. – Zürich (Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Landschaft und Natur, Fachstelle Naturschutz).
- LUWG, Landesamt für Umweltschutz, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2015): Arten mit besonderen rechtlichen Vorschriften sowie Verantwortungsarten. Liste für Arten in Rheinland-Pfalz. Stand 20.01.2015. http://www.natura2000.rlp.de/artefakt/dokumente/ArtenRP_RechtIVorschriften.pdf, Abruf 15.01.2018
- Mermod M.; Zumbach, S.; Lippuner, M.; Pellet, J. & B. Schmidt (2010): Praxismerkblatt Artenschutz _ Laubfrosch (*Hyla arborea* & *Hyla intermedia*). Karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz. <http://www.karch.ch/karch/shared/amp/merkbl/praxismerkblaetter/Praxismerkblatt%20Laubfrosch.pdf>. Abruf 11.05.2011.

- MKULNV /(Hrsg.); FÖA Landschaftsplanung; Lüttmann, J.; Bettendorf, J.; Heuser, R.; Jahns-Lüttmann, U.; Klußmann, M.; Vaut, L.; Wittenberg, R. /(Bearb.) (2013): Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ für die Berücksichtigung artenschutzrechtlich erforderlicher Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen. Schlussbericht. Stand: 5.2.2013. Forschungsprojekt des Ministeriums für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz (MKULNV) Nordrhein-Westfalen (Az.: III-4 - 615.17.03.09). Bearb. FÖA Landschaftsplanung GmbH (Trier): J. Bettendorf, R. Heuser, U. Jahns-Lüttmann, M. Klußmann, J. Lüttmann, Bosch & Partner GmbH: L. Vaut, Kieler Institut für Landschaftsökologie: R. Wittenberg. (Online verfügbar im Fachinformationssystem (FIS) „Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen“ unter: <http://www.naturschutzinformation-nrw.de/artenschutz/de/massn>).
- PAN & ILÖK (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, erstellt im Rahmen des F(orschungs)- und E(ntwicklungs)-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Pellet, J. (2014): Temporäre Gewässer für gefährdete Amphibien schaffen: Leitfaden für die Praxis. –Basel (Pro Natura).
- Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.
- Sander, U. (1996): Kreuzkröte – *Bufo calamita* (Laurenti, 1768). In: Bitz, A.; Fischer, K.; Simon, L.; Thiele, R. & M. Veith (1996): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Bd. 1; Landau.
- Schmidt, B., Zumbach, S., Tobler, U. & M. Lippuner (2015): Amphibien brauchen temporäre Gewässer. Zeitschrift für Feldherpetologie 22: 137–150.
- Schnitter, P.; Eichen, C.; Ellwanger, G.; Neukirchen, M.; Schröder, E. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2. 370 S.
- Simon, O. (2014): Kompensationsmaßnahmen für die Wildkatze bei der Errichtung von Windenergieanlagen im Wald. Landesnaturschutztag Mainz, 06.05.2014. Vortragsfolien.
- Simon, L.; Braun, M.; Grunwald, T.; Heyne, K.-H.; Isselbacher, T.; Werner, M. (2014): Rote Liste Brutvögel Rheinland-Pfalz. Hrsg. MULEWF, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz. <http://www.luwg.rlp.de/icc/luwg/med/97b/97b301db-5458-a941-6179-e5370defa5a2,11111111-1111-1111-1111-111111111111.pdf>, Abruf 1.6.2016.
- Sudmann, S. R.; Herkenrath, P.; Jöbges, M. M.; Weiss, J. (2017): Wasservogelrastbestände mit landesweiter und regionaler Bedeutung. Natur in NRW 3/2017: 23-25.
- Veith, M. (1996): Gelbbauchunke – *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758). In: Bitz, A., Fischer, K., Simon, L., Thiele, R. & M. Veith (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Landau. S. 151 – 164.

7 Anlagen

Anlage 1: Maßnahmenkatalog

Aus MKULNV 2013, ergänzt in Bezug auf weitere in RLP planungsrelevante Arten. **Blau: gegenüber MKLUNV (2013) ergänzte Maßnahmen.**

Kursiv gesetzt sind Maßnahmen / Maßnahmendifferenzierungen, die für die in MKULNV (2013) und vorliegend bearbeiteten Arten keine Berücksichtigung fanden, aber als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auch in Betracht kommen können. Im jeweiligen Einzelfall können diese Maßnahmen in Betracht kommen, sofern sie die fachlichen Anforderungen an die Wirksamkeit von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen erfüllen.

Die waldbaulichen Maßnahmen sind immer mit der zuständigen Forstverwaltung abzustimmen und wenn möglich, in das „BAT-Konzept“ (Konzept zum Umgang mit Biotopbäumen, Altbäumen und Totholz bei Landesforsten Rheinland-Pfalz, MULEWF Mainz 2011) einzubinden.

Maßnahmen-ID	N=Neuschaffung E=Entwicklung	Maßnahmenkatalog
W		Maßnahmen im Wald / Waldbauliche Maßnahmen
W1		Nutzungsextensivierung im Wald
W1.1	E	Nutzungsverzicht
W1.3	N/E	<i>Entwicklung von Pionierwald / gelenkte Sukzession</i>
W1.4	E	Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen
W1.5	E	<i>Niederwaldartige Nutzung</i>
W1.6	E	Förderung naturnaher Waldentwicklung
W2 / W3		Strukturierung von Waldbeständen
W2.1	E	Auflichten dichter Gehölzbestände
W2.2	E	Förderung von Unterholz und Dickichten
W2.5	E	Freistellung älterer Bäume
W3.1	N	Entwicklung von Schneisen (dauerhafte Offenhaltung)
W3.2	N	Entwicklung offener Waldlichtungen / Kleinkahlschläge
W4		Waldrandgestaltung
W4.1	E	Auflichten von Waldrändern
W4.2	N	Entwicklung von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmängeln (Verdichten von Waldrändern)
W5		Erhöhung Totholzanteil
W5.1	N	Einbringen von Stubben und Totholz
W5.2	N	Aktive Förderung von Totholz (z.B. Ringeln)
W5.3	E	Erhalt und Förderung von Altholz und stehendem Totholz
W6	N	Umwandlung von Nadelholzbeständen in (lichten) Laubwald
W6.1	N/E	Entnahme von Fremdgehölzen in Laubwaldbeständen
W7	E	Förderung bestimmter Baumarten
W8		Waldmaßnahmen auf Sonderstandorten
W8.1	N	Entwicklung von Feuchtwald
W8.2	N	<i>Entwicklung von Erlen- und Birkenbruchwald</i>
W9	E	Förderung von Hallenwäldern
W10	E	<i>Förderung von Waldweide (nach Einzelfallprüfung unter Einbeziehung der Landesforsten Rheinland-Pfalz)</i>

Maßnahmen-ID	N=Neuschaffung E=Entwicklung	Maßnahmenkatalog
O		Maßnahmen im (landwirtschaftlich genutzten) Offenland
O1		Entwicklungsmaßnahmen im Grünland
O1.1	N/E	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland
O1.1.1	N	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland auf mittleren Standorten
O1.1.2	N	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten
O1.2.3	E	Extensive Beweidung
O1.2.4	E	Extensive Mahd
O4.1.1	E	Extensive Unterhaltung von Ufer- und Wegrändern sowie Bahndämmen
O4.1.3	E	Entwicklung von Brachflächen / jungen Sukzessionsstadien (krautig auf Normalstandorten)
O4.1.4	E	<i>Entwicklung von Feuchtwiesenbrachen</i>
O2		Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland
O2.1	E	Nutzungsintensivierung von Intensiv-Acker (Verzicht auf Düngung und Biozide, doppelter Reihenabstand bei Getreideeinsaat, Belassen von Stoppelbrachen, schonende Bodenbearbeitung im Spätherbst, Verzicht auf Tiefpflügen)
O2.2	E	Anlage von Ackerbrachen
O2.5	E	Rotationsmahd / Wechselbrache
O3		Entwicklungsmaßnahmen Gehölze im Offenland
O3.1	N	Anlage von Gehölzen
O3.1.1	N	<i>Anlage von Feldgehölzinseln</i>
O3.1.2	N	Anlage von Hecken
O3.1.3	N/E	Anlage / Entwicklung von Streuobstbeständen
O4		Entwicklungsmaßnahmen nicht landwirtschaftlich genutzter Flächen
O4.1	N/E	Anlage von Hochstaudenfluren
O4.2	N/E	Anlage / Entwicklung von Heideflächen (trockene Standorte)
O4.3	E	Offenhaltung / Entwicklung von Sandtrockenrasen und Halbtrockenrasen
O4.4	N	Anlage von vegetationsarmen Flächen / Strukturen
O4.4.1	N/E	Anlage / Offenhaltung grabbarer, sandiger Rohbodenflächen
O4.4.2	N	Anlage lückiger Schotterfluren
O4.4.3	N	Anlage von Gesteinsaufschüttungen
O4.4.4	N	Anlage von Legesteinmauern / Trockenmauern
O4.6	N/E	<i>Anlage / Entwicklung von Feuchtheiden</i>
O4.8	N/E	<i>Anlage / Entwicklung von Großseggenriedern</i>
RLP 13	N/E	Extensiver Weinbau
O5		Biotoppflege im Offenland
O5.1	N/E	Anpflanzung / Pflege von Kopfbäumen, Hochstammobstbäumen und anderen Höhlenbäumen
O5.3	E	<i>Entkesselung, Erhalt einzelner Büsche und Bäume</i>
O5.4	E	Steuerung der Sukzession (u.a. in Abbaugeländen u. auf Industriebrachen)
O5.4.1	E	Freistellung Felshabitate / Entbuschung

Maßnahmen-ID	N=Neuschaffung E=Entwicklung	Maßnahmenkatalog
RLP10	E	Entfernung von Gehölz-Vertikalkulissen
G		Gewässer- / Wasserhaushaltsmaßnahmen
G1		Anlage von (Still)Gewässern
G1.1	N	Anlage von Kleingewässern
G1.2	N	Anlage von Großgewässern (Teiche, Seen)
G1.3	N	Anlage von Waldtümpeln
G2		Anlage von ephemeren Wasserflächen / Feuchtstellen
G2.1	N	Anlage von Blänken
G2.2	N	Anlage von Wasserlachen
G2.3	N	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufern
G3		Anlage von Habitatstrukturen an größeren Gewässern
G3.1	N	Anlage von Flachufern
G3.2	N	Anlage von Steilufern
G3.3	N	Anlage von Flachwasserzonen
G3.5	N/E	Anlage / Entwicklung von Röhricht- und Schilfbeständen
RLP4	N / E	Anlage / Entwicklung von Ufergehölzen
G4		Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung
G4.2	N	Temporäre Überstauung
G4.3	N	Wiedervernässung
G4.4	N	Stabilisierung des Grundwasserstandes auf wechselfeuchten Standorten
G5	N/E	Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen
G6		Gewässerpflege / -sanierung
G6.1	E	Regelung des Fischbesatzes
G6.2	N/E	Gewässersanierung
G6.2.1	E	Rückbau von Uferbefestigungen
G6.2.2	E	Wiederherstellung der Durchgängigkeit / Aufhebung von Gewässer- verrohrungen
G6.3	E	Freistellen beschatteter Gewässerstrukturen / Entbuschung
G6.4	E	Extensive Gewässerunterhaltung (Gräben etc.)
RLP5	E	Regulierung des Feinsubstrats
RLP6	E	Entlandung
RLP11	N/E	Einbringen von Strukturen in Fließgewässer
Spezielle Artenschutzmaßnahmen		
Av		Spezielle Artenschutzmaßnahmen Avifauna
Av1 / Av3		Anlage von Nisthilfen
Av1.1	N	Anlage von künstlichen Nisthilfen (Kästen, Röhren, Kunstnester)
Av1.4	N	Anlage von Nisthilfen: Steilwände aus Sand oder Lehm
Av1.5	N	Anlage von Nisthilfen: Nischen in Felsen
Av3.1	N	Anlage von Nisthilfen: Gestrüppwälle, Reisighaufen
Av3.2	N	Anlage von Nisthilfen: Bohren von Baumhöhlen
Av3.3	N	Anlage von Nisthilfen: raue Fassadenoberfläche

Maßnahmen-ID	N=Neuschaffung E=Entwicklung	Maßnahmenkatalog
Av3.4	N/E	Anlage von Höhleninitialen
RLP9	E	Sanierung von Schwarzspechthöhlen (Hohltaube)
Av2		Einrichtung Schutzzonen
Av2.2	N/E	Anlage von Gelegefenstern
Av2.3	E	Markierung / Einzäunung von Brutstandorten (individueller Gelegeschutz)
Av4	N	Anlage von Flutrinnen um Gelege
Av6	N	Prädatorenmanagement
Av6.1	N	Aktives Prädatorenmanagement (Bejagung / Tötung)
Av6.2	N	Passives Prädatorenmanagement (Zäunung / Habitatsteuerung / Vergrämung)
RLP2	N / E	Begrünung von Flachdächern (Haubenlerche)
S		Spezielle Artenschutzmaßnahmen Säugetiere (ohne Fledermäuse)
S1	N	Installation von künstlichen Quartieren (Haselmauskästen / Wurfboxen)
S3	E	Optimierung von Bunkeranlagen und Panzersperren
RLP1	N	Anbau von hamsterfreundlichen Kulturen
FL		Spezielle Artenschutzmaßnahmen Fledermäuse
FL1		Neuschaffung oder Optimierung von Quartierangeboten in Gebäuden / Bauwerken
FL1.1	N	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden
FL1.1.1	N	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Sommerquartier
FL1.1.2	N	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Winterquartier
FL1.2	N	Anlage von Quartieren an / in gewässernahen Bauwerken
FL1.3		Quartieroptimierung
FL1.3.2	N/E	Öffnen von Dachböden / Schaffung von Einflugmöglichkeiten
FL1.3.3	N/E	Optimierung von Hang- / Versteckmöglichkeiten (wie z.B. Fledermausbretter)
FL2		Neuschaffung / Optimierung von Quartierangeboten im Wald
FL2.1	N	Installation von Fledermauskästen
FL2.2	N/E	Anlage neuer Baumhöhlen durch Anbohren bzw. Fräsen
FL2.4	N	Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und -hütten
FL4		Sanierung von Winterquartieren
FL4.6	N/E	Optimierung: Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern
FL5	N	Neuanlage von Flugwegen / Nahrungshabitaten
FL5.1		Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen
Fa		Spezielle Artenschutzmaßnahmen Falter
Fa3	N/E	Gezielte Förderung / Einbringung von Futterpflanzen
		Spezielle Artenschutzmaßnahmen Käfer
RLP7	N	Umsiedlung von Bruthöhlen
RLP8	N	Anlage (künstlicher) Mulmhöhlen für altholzbewohnende Käfer
		Spezielle Artenschutzmaßnahmen Weichtiere (Mollusca)

Maßnahmen-ID	N=Neuschaffung E=Entwicklung	Maßnahmenkatalog
RLP3	E	Umsiedlung: Erhöhen der Individuendichte zur Steigerung des Reproduktionserfolgs
		Spezielle Artenschutzmaßnahmen Fische
RLP12	E	Behebung von Wanderbarrieren in Fließgewässern

Anlage 2: Mindestabstände von Maßnahmenflächen zu Störquellen

Erläuterung:

Schriftart normal:

Angaben aus MKULNV 2013 übernommen

Schriftart klein und fett:

Angaben aus MKULNV 2013 aufgrund aktueller Literaturodaten angepasst

Blaue Schrift:

gegenüber MKULNV 2013 ergänzte / geänderte Angaben (gutachterliche Einschätzung)

(K)

Art ist bezüglich der Störquelle empfindlich gegenüber Kollisionen.

Soweit in der Tabelle keine Eintragung erfolgt, sind keine pauschalen Mindestabstände herleitbar.

Zielart	Mindestabstand (m)		
	Straßenverkehr außerhalb Siedlungen (Kollision, Störung (>10.000 KFZ/d))	Windenergieanlagen (Kollision, Störung)	Energiefreileitungen (Kollision, Stromschlag)
Vögel: Brutvögel			
Baumfalke	200 m ⁽²⁾	500 m ⁽¹⁾	
Baumpieper	200 m ⁽²⁾		
Beutelmeise	100 m ⁽²⁾		
Bienenfresser	100 m ⁽²⁾		
Braunkehlchen	200 m ⁽²⁾		
Eisvogel	200 m ⁽²⁾		
Feldlerche	500 m ⁽²⁾		
Feldschwirl	200 m ⁽²⁾		
Feldsperling	100 m ⁽²⁾		
Flussregenpfeifer	200 m ⁽²⁾		
Gartenrotschwanz	100 m ⁽²⁾		
Gebirgsstelze	200 m ⁽²⁾		
Grauammer	300 m ⁽²⁾		
Graureiher (Kolonien)	200 m ⁽²⁾	1.000 m (K)	
Grauspecht	400 m ⁽²⁾		
Grünspecht	200 m ⁽²⁾		
Habicht	200 m ⁽²⁾		
Haubenlerche	100 m ⁽²⁾		
Heidelerche	300 m ⁽²⁾		
Hohлтаube	500 m ⁽²⁾		
Kiebitz	400 m	500 m	
Kleinspecht	200 m ⁽²⁾		
Kolkrabe	500 m ⁽²⁾		
Mäusebussard	200 m ⁽²⁾ (K)		
Mehlschwalbe	100 m ⁽²⁾		
Mittelspecht	400 m ⁽²⁾		
Nachtigall	200 m ⁽²⁾		
Neuntöter	200 m ⁽²⁾		
Pirol	400 m ⁽²⁾		
Raubwürger	300 m ⁽²⁾		
Rauchschwalbe	100 m ⁽²⁾		
Raufußkauz	Isophone 47 dB (A) nachts, 10 m Immissionshöhe ⁽²⁾ (K)		
Rebhuhn	300 m ⁽²⁾		
Rohrhammer	100 m ⁽²⁾		
Rohrweihe	300 m ⁽²⁾	1.000m (K)	500 m (K)
Rotmilan	300 m ⁽²⁾ (K)	1.500m (K)	500 m (K)

Zielart	Mindestabstand (m)		
	Straßenverkehr außerhalb Siedlungen (Kollision, Störung (>10.000 KFZ/d))	Windenergieanlagen (Kollision, Störung)	Energiefreileitungen (Kollision, Stromschlag)
Schilfrohrsänger	100 m ⁽²⁾		
Schleiereule	300 m ⁽²⁾		
Schnatterente	200 m ⁽²⁾		
Schwarzkehlchen	200 m ⁽²⁾		
Schwarzmilan	300 m ⁽²⁾ (K)	1.000 m (K)	500 m (K)
Schwarzspecht	300 m		
Schwarzstorch	500 m ⁽²⁾	3.000 m	1.000 m (K)
Sperber	150 m ⁽²⁾		
Sperlingskauz	500 m ⁽²⁾		
Steinkauz	300 m ⁽²⁾		
Steinschmätzer	300 m ⁽²⁾		
Teichrohrsänger	200 m ⁽²⁾		
Turmfalke	100 m ⁽²⁾ (K)		
Turteltaube	500 m ⁽²⁾		
Uferschwalbe	200 m ⁽²⁾		
Uhu	500 m ⁽²⁾ (K)	1.000 m (K)	500 m (K)
Wachtel	Isophone 52 dB (A) tags 10 m Immissionshöhe ⁽²⁾		
Wachtelkönig	Isophone 47 dB (A) nachts 10 m Immissionshöhe ⁽²⁾ (K)	500 m um regelmäßige Brutvorkommen	
Waldkauz	500 m ⁽²⁾ (K)		
Waldlaubsänger	200 m ⁽²⁾		
Waldohreule	500 m ⁽²⁾ (K)		
Waldschnepfe	300 m ⁽²⁾	500 m um Balzreviere ⁽¹⁾	
Wanderfalke	200 m ⁽²⁾	1.000 m ⁽¹⁾	
Wasseramsel	100 m		
Wasserralle	300 m ⁽²⁾		
Wendehals	100 m ⁽²⁾		
Wespenbussard	200 m ⁽²⁾	1.000 m ⁽¹⁾	500 m (K)
Wiedehopf	300 m	1.000 m ⁽¹⁾	
Wiesenpieper	200 m ⁽²⁾		
Wiesenweihe	300 m ⁽²⁾	1.000 m ⁽¹⁾ (K)	500 m (K)
Ziegenmelker	Isophone 47 dB (A) nachts 10 m Immissionshöhe ⁽²⁾ (K)	500 m ⁽¹⁾	
Zippammer	300 m		
Zwergtaucher	100 m ⁽²⁾		
Vögel: Rastplätze überregionaler Bedeutung			
Gänsesäger, Knäkente, Krickente, Löffelente, Schnatterente, Schellente, Spießente, Tafelente, Zwergsäger, Zwergtaucher	150 m ⁽²⁾	10-fache-Anlagenhöhe und mind. 1.200m ⁽¹⁾	
Alpenstrandläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer, Dunkler Wasserläufer, Flussuferläufer, Grünschenkel, Kampfläufer,	200 m (2a)	10-fache-Anlagenhöhe und mind. 1.200m ⁽¹⁾	

Zielart	Mindestabstand (m)		
	Straßenverkehr außerhalb Siedlungen (Kollision, Störung (>10.000 KFZ/d))	Windenergieanlagen (Kollision, Störung)	Energiefreileitungen (Kollision, Stromschlag)
Rotschenkel, Uferschnepfe, Waldwasserschnepfe, Zwergschnepfe			
Goldregenpfeifer, Kiebitz	200m ⁽²⁾	10-fache-Anlagenhöhe und mind. 1.200m ⁽¹⁾	
Pfeifente	200m (2)	10-fache-Anlagenhöhe und mind. 1.200m ⁽¹⁾	
Blässgans, Saatgans, Weißwangengans	300 m ⁽²⁾	10-fache-Anlagenhöhe und mind. 1.200m ⁽¹⁾	1.000 m (K)
Großer Brachvogel	400 m ⁽²⁾	10-fache-Anlagenhöhe und mind. 1.200m ⁽¹⁾	
Säugetiere			
Bechsteinfledermaus ⁽⁴⁾	500 m (K)		
Braunes Langohr ⁽⁴⁾	500 m (K)		
Breitflügelfledermaus	300 m	Quartiere: 1.000 m (K) Nahrungshabitate: 300 m (K)	
Europäischer Biber			
Feldhamster			
Fransenfledermaus	500 m (K)		
Graues Langohr	500 m (K)		
Große Bartfledermaus	300 m (K)		
Großer Abendsegler	300 m	Quartiere: 1.000 m (K) Nahrungshabitate: 300 m (K)	
Großes Mausohr	500 m (K)		
Haselmaus			
Kleine Bartfledermaus	300 m (K)		
Kleiner Abendsegler	300 m	Quartiere: 1.000 m (K) Nahrungshabitate: 300 m (K)	
Mopsfledermaus	300 m (K)		
Mückenfledermaus	300 m (K)		
Rauhautfledermaus	300 m	Quartiere: 1.000 m (K) Nahrungshabitate: 300 m (K)	
Wasserfledermaus	500m (K)		
Wildkatze	500 m (K)		
Zwergfledermaus	300m (K)	Quartiere: 1.000 m (K)	

Zielart	Mindestabstand (m)		
	Straßenverkehr außerhalb Siedlungen (Kollision, Störung (>10.000 KFZ/d))	Windenergieanlagen (Kollision, Störung)	Energiefreileitungen (Kollision, Stromschlag)
		Nahrungshabitate: 300 m (K)	
Amphibien und Reptilien			
Geburtshelferkröte	100 m (K)		
Gelbbauchunke	180 m (K)		
Kammolch	275 m (K)		
Kleiner Wasserfrosch	600 m (K)		
Kreuzkröte	400 m (K)		
Laubfrosch	850 m (K)		
Mauereidechse	100 m (K)		
Moorfrosch	200 m (K)		
Schlingnatter	100 m (K)		
Springfrosch	850 m (K)		
Wechselkröte	1.000 m (K)		
Zauneidechse	100 m (K)		
Fische			
Groppe			
Wirbellose			
Asiatische Keiljungfer	300 m ⁽³⁾ (K)		
Bachmuschel			
Blauschillernder Feuerfalter	300 m ⁽³⁾ (K)		
Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling	100 m ⁽³⁾ (K)		
Eremit	300 m ⁽³⁾ (K)		
Große Moosjungfer	300 m ⁽³⁾ (K)		
Großer Feuerfalter	100 m ⁽³⁾ (K)		
Grüne Flussjungfer	100 m ⁽³⁾ (K)		
Heldbock	300 m ⁽³⁾ (K)		
Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling	300 m ⁽³⁾ (K)		
Nachtkerzenschwärmer	100 m ⁽⁴⁾ (K)		
Quendel -Ameisenbläuling	300 m ⁽³⁾ (K)		

Quellen:

(1) LAG-VSW, (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten) 2015: Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten (Stand April 2015). Berichte zum Vogelschutz 51: 15-42.

(2) Nach Garniel, A. & Mierwald, U. (2010): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Schlussbericht zum Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB der Bundesanstalt für Straßenwesen: „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“, 115 S.). Innerhalb der in die Tabelle aufgenommenen Effektdistanzen, die sich im Regelfall auf den Brutplatz beziehen (nicht auf z. B. Nahrungshabitate), werden in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte und Entfernung graduelle, komplexe Negativeinwirkungen von größeren Straßen angenommen. Details in Garniel & Mierwald (2010).

(2a): Für diese Watvogelarten wird hilfsweise der Mindestabstand der Watvogelarten Goldregenpfeifer und Kiebitz aus GARNIEL & MIERWALD (2010: 32) übernommen.

(3) Ableitung von Kollisionsrisiken in Anlehnung an eine hohe Populationsbiologische Sensitivität bei Bernotat, D. & Dierschke, V. (2016): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen - 3. Fassung - Stand 20.09.2016 http://www.gavia-ecoresearch.de/ref/pdf/Bernotat_Dierschke_2016.pdf: S. 147.

MGI (Mortalitätsindex) kleiner oder gleich III.7: 300 m bzw. MGI (Mortalitätsindex) IV.8 und IV.9: 100 m

(4) Analogieschluss: Art nicht aufgeführt in Bernotat & Dierschke (2016)

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen

ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
Vögel: Brut- und Rastvögel							
ID 1	Alpenstrandläufer (Rastbestand)	<i>Calidris alpina</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 1	Alpenstrandläufer (Rastbestand)	<i>Calidris alpina</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 2	Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 2	Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>		Av1.1	ja	Anlage von Kunsthorsten	Mittel
ID 2	Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>		G1.1, O3.1.2, O2.1, O2.2, W4.1	ja	Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten: Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften	Hoch
ID 3	Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>		W2.1, W4.1, O4.1	nein	Aufichtung von Wäldern / Waldrändern und Anlage von Krautsäumen	Hoch
ID 3	Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>		O3.1	ja	Neuanlage von Baumhecken oder Einzelbäumen	Mittel
ID 3	Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>		O1.1, O4.2, O4.3	ja	Entwicklung von kurzrasig-strukturierter Krautschicht	Hoch
ID 4	Bekassine (Rastbestand)	<i>Gallinago gallinago</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 4	Bekassine (Rastbestand)	<i>Gallinago gallinago</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 111	Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>		G3.5, G4.3	nein	Förderung von Röhrichten, Wiedervernässung von Feuchtgebieten	Mittel
ID 111	Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>		G3, G4, G5, G6.3, G6.4, G3.5	nein	Renaturierung von Fließgewässern mit ihren Auen; Steuerung der Sukzession an Stillgewässern; Neuanlage von Röhricht	Mittel (Zeitdauer beachten)
ID 112	Bienenfresser	<i>Merops apiaster</i>		Av1.4	nein	Anlage von Nisthilfen	Sehr hoch
ID 112	Bienenfresser	<i>Merops apiaster</i>		G1.1, O1.1, O2.2, O4.1	nein	Anlage / Optimierung von Kleingewässern, Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland, Brachen, Säumen	Hoch
ID 5	Blässgans (Rastbestand)	<i>Anser albifrons</i>	Blässgans, Weißwangengans	G3.1, G3.3	ja	Optimierung von Gewässern (Ruhestätten)	Mittel
ID 5	Blässgans (Rastbestand)	<i>Anser albifrons</i>	Blässgans, Weißwangengans	O1.1, G1.2, G2.1, G4.3	ja	Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland	Hoch
ID 5	Blässgans (Rastbestand)	<i>Anser albifrons</i>	Blässgans, Weißwangengans	O2.1	ja	Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Acker	Mittel
ID 113	Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>		O1.1, O4.1	nein	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland, Anlage von Hochstaudenfluren	Hoch (bei stabilem Braunkehlchenvorkommen im unmittelbaren Umfeld und großflächig geeigneten Habitaten, sonst Einzelfall)
ID 113	Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>		RLP 10	nein	Entfernung von Gehölz-Vertikalkulisen	Hoch (bei stabilem Braunkehlchenvorkommen im unmittelbaren Umfeld und großflächig geeigneten Habitaten, sonst Einzelfall)

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 7	Bruchwasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa glareola</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 7	Bruchwasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa glareola</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 8	Dunkler Wasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa erythropus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 8	Dunkler Wasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa erythropus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 9	Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>		G3.2	ja	Schaffung / Optimierung von Brutstätten durch Abstechen von Böschungen	Hoch
ID 9	Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>		Av1.1, Av1.4	ja	Schaffung künstlicher Brutwände, Anlage künstlicher Brutröhren	Mittel
ID 9	Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>		G5, G6.2.1	nein	Naturnahe Gestaltung von Fließgewässerabschnitten	Hoch
ID 10	Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>		O2.1, O2.2, Av2.2	nein	Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland	Hoch
ID 10	Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>		O1.1	nein	Anlage von Extensivgrünland	Hoch
ID 11	Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>		O5.4, O4.1	nein	Steuerung der Sukzession; Anlage von Hochstaudenfluren	Hoch
ID 12	Feldsperling	<i>Passer montanus</i>		O3.1.3	ja	Entwicklung und Optimierung baumbestandenen Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume)	Hoch
ID 12	Feldsperling	<i>Passer montanus</i>		Av1.1	ja	Anlage von Nistkästen	Hoch
ID 13	Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>		O4.4	nein	Entwicklung und Pflege von vegetationsarmen Kies- und Schotterbänken	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 14	Flussuferläufer (Rastbestand)	<i>Actitis hypoleucos</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 14	Flussuferläufer (Rastbestand)	<i>Actitis hypoleucos</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 15	Gänsesäger (Rastbestand)	<i>Mergus merganser</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Optimierung von geeigneten Nahrungsgewässern	Hoch
ID 15	Gänsesäger (Rastbestand)	<i>Mergus merganser</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Optimierung von geeigneten Ruhegewässern	Mittel
ID 16	Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Nisthilfen	Hoch
ID 16	Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		O3.1.3	ja	Entwicklung und Optimierung baumbestandenen Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume)	Hoch
ID 16	Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		W1.1, W2.1, W4	nein	Nutzungsverzicht; Auflichtung von (Kiefern-) Wäldern / Strukturierung von Waldrändern mit Saum	Hoch (bei Neupflanzung mittel- bis langfristige Wirksamkeit beachten)
ID 143	Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Nisthilfen	Sehr hoch
ID 143	Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>		G1.1, G3.1, G6.2.1, G6.4, RLP11	nein	Aufwertung von Fließgewässern als Nahrungshabitat	Hoch
ID 17	Goldregenpfeifer* (Rastbestand)	<i>Pluvialis apricaria</i>	Rastende Feuchtgrünland-Limikolen	O1.1.2, G4.3	nein	Anlage bzw. Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten / Wiedervernässung	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 17	Goldregenpfeifer* (Rastbestand)	<i>Pluvialis apricaria</i>	Rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G2.1	ja	Anlage von Flachgewässern / Blänken	Hoch
ID 17	Goldregenpfeifer* (Rastbestand)	<i>Pluvialis apricaria</i>	Rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G1.1, G2.1, G3.1, G6.2	ja	Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 17	Goldregenpfeifer* (Rastbestand)	<i>Pluvialis apricaria</i>	Rastende Feuchtgrünland-Limikolen	O2.1	ja	Extensivierung Acker	Hoch
ID 17	Goldregenpfeifer* (Rastbestand)	<i>Pluvialis apricaria</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 17	Goldregenpfeifer* (Rastbestand)	<i>Pluvialis apricaria</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 114	Grauammer	<i>Emberiza calandra</i>		O2.1, O2.2, Av2.2	nein	Nutzungsintensivierung von Intensiv-Acker, Anlage von Ackerbrachen, Anlage von Gelege-Fenstern	Hoch
ID 114	Grauammer	<i>Emberiza calandra</i>		O1.1	nein	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland	Hoch
ID 19	Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>		Av1.1	nein	Anbringen von Nisthilfen	Gering
ID 19	Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>		G1.1, G1.2, G6, O1, O2	ja	Anlage von Nahrungshabitaten	Hoch
ID 20	Grauspecht	<i>Picus canus</i>		W1.1, W1.4, W5.2, W5.3	nein	Nutzungsverzicht; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen, Förderung Totholz	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 20	Grauspecht	<i>Picus canus</i>		Av3.4	ja	Anlage von Höhleninitialen	Gering
ID 20	Grauspecht	<i>Picus canus</i>		Av 1.1, Av 3.2	ja	Anbringen von künstl. Nisthilfen; Fräsen von Baumhöhlen	Keine

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 20	Grauspecht	<i>Picus canus</i>		O1.1	ja	Entwicklung von Nahrungshabitaten: Extensivgrünland	Hoch
ID 20	Grauspecht	<i>Picus canus</i>		W2	ja	Strukturierung von Waldbeständen	Hoch
ID 21	Großer Brachvogel (Brutbestand)	<i>Numenius arquata</i>		G2.1, O1.1.2	ja	Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland	Hoch
ID 21	Großer Brachvogel (Brutbestand)	<i>Numenius arquata</i>		Av2.3	ja	Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt	Hoch
ID 21	Großer Brachvogel (Brutbestand)	<i>Numenius arquata</i>		Av6.1, Av6.2	ja	Prädatorenmanagement	Gering (aktiv)-mittel (passiv)
ID 21	Großer Brachvogel (Rastbestand)	<i>Numenius arquata</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	O1.1.2, G4.3	nein	Anlage bzw. Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten / Wiedervernässung	Hoch
ID 21	Großer Brachvogel (Rastbestand)	<i>Numenius arquata</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G2.1	ja	Anlage von Flachgewässern / Blänken	Hoch
ID 21	Großer Brachvogel (Rastbestand)	<i>Numenius arquata</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G1.1, G2.1, G3.1, G6.2	ja	Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 22	Grünschenkel (Rastbestand)	<i>Tringa nebularia</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 22	Grünschenkel (Rastbestand)	<i>Tringa nebularia</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 115	Grünspecht	<i>Picus viridis</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen/ Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 115	Grünspecht	<i>Picus viridis</i>		O5.1, O1.1	nein	Entwicklung und Pflege von Streuobstbeständen, Entwicklung von Extensivgrünland	Hoch
ID 23	Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 23	Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>		O2, O3.1.2, O3.1, W4	ja	Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften	Hoch
ID 116	Haubenlerche	<i>Galerida cristata</i>		O4.1.3, O4.4, O5.4	nein	Entwicklung von jungen Brachen / Anlage von vegetationsarmen Flächen / Strukturen / Steuerung der Sukzession (in Abbaugeländen und Industriebrachen)	Mittel
ID 116	Haubenlerche	<i>Galerida cristata</i>		RLP2	ja	Begrünung von Flachdächern	Mittel (Eignung als CEF-Maßnahme für Siedlungsvorkommen im Einzelfall klären)
ID 24	Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>		W4, O1.1, O2.1, O2.2, O4.2, O4.3, O4.4	nein	Entwicklung von halboffenen Habitaten (Maßnahmenkombination)	Hoch
ID 117	Hohлтаube	<i>Columba oenas</i>		W1.1, W1.4, W2.1	ja	Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Auflichtung von Waldbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 117	Hohлтаube	<i>Columba oenas</i>		Av1.1	ja	Anlage von Nisthilfen	Sehr hoch
ID 117	Hohлтаube	<i>Columba oenas</i>		RLP9	nein	Sanierung von Schwarzspechthöhlen	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 117	Hohлтаube	<i>Columba oenas</i>		O1.1, O2.1, O2.2	nein	Anlage von Extensivgrünland, Extensivierung von Äckern, Anlage von Ackerbrachen	Hoch
ID 25	Kampfläufer (Rastbestand)	<i>Philomachus pugnax</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	O1.1.2, G4.3	nein	Anlage bzw. Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten / Wiedervernässung	Hoch
ID 25	Kampfläufer (Rastbestand)	<i>Philomachus pugnax</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G2.1	ja	Anlage von Flachgewässern / Blänken	Hoch
ID 25	Kampfläufer (Rastbestand)	<i>Philomachus pugnax</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G1.1, G2.1, G3.1, G6.2	ja	Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 26	Kiebitz (Brutbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>		G2.1, O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland	Hoch
ID 26	Kiebitz (Brutbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>		O2.1, O2.2	nein	Entwicklung und Pflege von Habitaten im Acker	Hoch
ID 26	Kiebitz (Brutbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>		Av2.3	ja	Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt	Hoch
ID 26	Kiebitz (Brutbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>		G2.1, O4.4, O5.4	nein	Entwicklung und Pflege von Habitaten auf Industriebrachen / Kiesgruben	Hoch
ID 26	Kiebitz (Brutbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>		Av6.1, Av6.2	ja	Prädatorenmanagement	Gering (aktiv)-mittel (passiv)
ID 26	Kiebitz (Rastbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	O1.1.2, G4.3	nein	Anlage bzw. Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten / Wiedervernässung	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 26	Kiebitz (Rastbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G2.1	ja	Anlage von Flachgewässern / Blänken	Hoch
ID 26	Kiebitz (Rastbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	G1.1, G2.1, G3.1, G6.2	ja	Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 26	Kiebitz (Rastbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>	rastende Feuchtgrünland-Limikolen	O2.1	ja	Extensivierung Acker	Hoch
ID 27	Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>		W1.1, W1.4, W5.2, W5.3	nein	Nutzungsverzicht; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen, Förderung Totholz	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 27	Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>		W7	nein	Förderung von weichholzigen, grobborkigen Baumarten	Hoch (FCS)
ID 27	Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>		Av3.4	ja	Anlage von Höhleninitialen	Gering
ID 27	Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>		Av1.1, Av 3.2	ja	Anbringen von künstl. Nisthilfen; Fräsen von Baumhöhlen	Keine
ID 28	Knäkente (Rastbestand)	<i>Anas querquedula</i>	rastende Gründelenten	G1.2, G4,3, G6.2, O1.1.2	nein	Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland	Hoch
ID 118	Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>		W1.1, W1.4, W2.1	nein	Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Auflichtung dichter Gehölzbestände	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 118	Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>		Av1.5	nein	Anlage von Nistnischen in Felsen	Hoch
ID 29	Krickente (Rastbestand)	<i>Anas crecca</i>	rastende Gründelenten	G1.2, G4,3, G6.2, O1.1.2	nein	Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 30	Löffelente (Rastbestand)	<i>Anas clypeata</i>	rastende Gründelenten	G1.2, G4.3, G6.2, O1.1.2	nein	Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland	Hoch
ID 31	Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 31	Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>		O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland	Hoch
ID 31	Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>		O2.1, O2.2	ja	Entwicklung von Extensivacker; Brachen	Hoch
ID 32	Mehlschwalbe	<i>Delichon urbicum</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Kunstnestern	Hoch
ID 32	Mehlschwalbe	<i>Delichon urbicum</i>		G2.2	ja	Anlage von Schwalbenpfützen	Hoch
ID 33	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		W1.1, W1.4, W5.2, W5.3	nein	Nutzungsverzicht; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen; Förderung von stehendem Totholz	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 33	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		W7	nein	Förderung von rauborkigen Baumarten	Hoch (FCS)
ID 33	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		W2.1	ja	Auflichtung dichter Bestände	Mittel
ID 33	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		Av3.4	ja	Anlage von Höhleninitialen	Gering
ID 33	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		Av 3.2, Av 1.1	ja	Anbringen von künstlichen Baumhöhlen; Nisthilfen	Keine
ID 34	Nachtigall	<i>Luscinia megarhynchos</i>		W2.1, W4.2, O3.1	nein	Entwicklung von strukturreichen Gehölzbeständen	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 35	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>		O3.1, W2.1	ja	Anlage und Optimierung von Nisthabitaten	Hoch
ID 35	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>		Av3.1	ja	Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reishaufen)	Gering
ID 35	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>		O1.1, O2.2	ja	Entwicklung von Nahrungshabitaten	Hoch
ID 36	Pfeifente (Rastbestand)	<i>Anas penelope</i>	rastende Gründelenten	G1.2, G4,3, G6.2, O1.1.2	nein	Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland	Hoch
ID 37	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>		W1.1, W1.4	nein	Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Mittel
ID 37	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>		W2.1	nein	Optimierung von Gehölzhabitaten (Auflichten dichter Gehölzbestände)	Mittel
ID 119	Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>		W2.1	nein	Auflichten dichter Gehölzbestände	Hoch
ID 119	Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>		O1.1	nein	Entwicklung von Extensivgrünland	Hoch
ID 119	Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>		O3.1.2, O4.4.3, O4.4.4	ja	Entwicklung von Kleinstrukturen (Anlage von Gehölzen, Anlage von Gesteinsaufschüttungen / Legesteinmauern)	Hoch
ID 39	Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>		Av 1.1	ja	Anbringen von Kunstnestern	Hoch
ID 39	Rauchschwalbe	<i>Hirundo rustica</i>		G2.2	ja	Anlegen von Schwalbenpfützen	Hoch
ID 40	Raufußkauz	<i>Aegolius funereus</i>		W1.1, W1.4	nein	Erhalt höhlenreicher Altholzbestände: Nutzungsverzicht von Einzelbäumen; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 40	Raufußkauz	<i>Aegolius funereus</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Nisthilfen	Hoch
ID 40	Raufußkauz	<i>Aegolius funereus</i>		W2	ja	Strukturierung einförmiger Altersklassen-Nadelholzbestände	Hoch
ID 41	Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>		O2.1, O2.2	nein	Habitatoptimierung im Acker	Hoch
ID 41	Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>		O1.1	ja	Habitatoptimierung im Grünland	Hoch
ID 120	Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>		G3.5	nein	Anlage / Entwicklung von Röhricht – und Schilfbeständen	Hoch
ID 42	Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>		G3.5, O4.1	ja	Optimierung geeigneter Horststandorte (Anlage/ Entwicklung von Röhricht- und Schilfbeständen bzw. Ufersäumen)	Hoch
ID 42	Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>		O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland und Säumen	Hoch
ID 42	Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>		O2.1, O2.2	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen	Hoch
ID 43	Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>		W1.1, W1.4	nein	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 43	Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>		O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland	Hoch
ID 43	Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>		O2.1, O2.2	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivacker	Hoch
ID 44	Rotschenkel (Rastbestand)	<i>Tringa totanus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 44	Rotschenkel (Rastbestand)	<i>Tringa totanus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 45	Saatgans (Rastbestand)	<i>Anser fabalis</i>		G3.1, G3.3	ja	Optimierung von Gewässern (Ruhestätten)	Mittel
ID 45	Saatgans (Rastbestand)	<i>Anser fabalis</i>		O1.1, G1.2, G2.1, G4.3	ja	Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland	Hoch
ID 45	Saatgans (Rastbestand)	<i>Anser fabalis</i>		O2.1, O2.2	ja	Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Acker	Hoch
ID 47	Schellente (Rastbestand)	<i>Bucephala clangula</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Optimierung von geeigneten Nahrungsgewässern	Hoch
ID 47	Schellente (Rastbestand)	<i>Bucephala clangula</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Optimierung von geeigneten Ruhegewässern	Mittel
ID 121	Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>		G3.5	nein	Anlage / Entwicklung von Röhricht- und Schilfbeständen	Hoch
ID 48	Schleiereule	<i>Tyto alba</i>		Av1.1	ja	Optimierung des Angebotes von Nistmöglichkeiten	Sehr hoch
ID 48	Schleiereule	<i>Tyto alba</i>		O1.1	ja	Anlage von Extensivgrünland	Hoch
ID 48	Schleiereule	<i>Tyto alba</i>		O2.1, O2.2	ja	Entwicklung von Extensivacker; Brachen	Hoch
ID 48	Schleiereule	<i>Tyto alba</i>		O3, W4	ja	Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften, Strukturierung von Waldrändern	Hoch
ID 49	Schnatterente (Brutbestand)	<i>Anas strepera</i>		G4, O1.1.2	nein	Entwicklung von Habitaten in Grünlandgebieten	Hoch
ID 49	Schnatterente (Brutbestand)	<i>Anas strepera</i>		G5	nein	Entwicklung von Habitaten in ehemaligen Altarmen und Altgewässern	Hoch
ID 49	Schnatterente (Brutbestand)	<i>Anas strepera</i>		G6.2	nein	Verbesserung der Eignung von Gewässern (Brutplatz)	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 49	Schnatterente (Rastbestand)	<i>Anas strepera</i>	rastende Gründelenten	G1.2, G4.3, G6.2, O1.1.2	nein	Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland	Hoch
ID 50	Schwarzkehlchen	<i>Saxicola rubicola</i>		O1.1	nein	Entwicklung von Extensivgrünland	Hoch
ID 50	Schwarzkehlchen	<i>Saxicola rubicola</i>		O2.2, O5.4	nein	Entwicklung von Brachen	Hoch
ID 50	Schwarzkehlchen	<i>Saxicola rubicola</i>		O4.2	nein	Pflege und Entwicklung von Heideflächen (trockene Standorte)	Hoch
ID 51	Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 51	Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>		O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten (Grünland)	Hoch
ID 51	Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>		G6.2	nein	Gewässerrenaturierung, Entwicklung von Nahrungsgewässern	Hoch
ID 52	Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		W1.1, W1.4, W5.2, W5.3	ja	Nutzungsverzicht; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen; Förderung von stehendem Totholz	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 52	Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		Av1.1, Av 3.2	ja	Anbringen von künstlichen Nisthilfen; fräsen von Baumhöhlen	Keine
ID 52	Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		Av3.4	nein	Anlage von Höhleninitialen	Gering
ID 52	Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		W2	nein	Strukturierung von Waldbeständen	Hoch
ID 53	Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Mittel (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 53	Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>		Av1.1	ja	Anlage von Kunsthorsten	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 53	Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>		G1.1, G1.3, G4.3, G6.2, O1.1, W6, W8.1	ja	Entwicklung von Nahrungshabitaten	Hoch
ID 54	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>		W2.1	ja	Optimierung von Bruthabitaten Auflichten dichter Gehölzbestände	Keine
ID 54	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>		O3	ja	Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften	Hoch
ID 122	Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>		W1.1, W1.4, W5.2, W5.3	ja	Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz)	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 122	Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>		Av1.1	ja	Anbringung von Nisthilfen	Sehr hoch
ID 122	Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>		W2	nein	Strukturierung von Waldbeständen	Hoch
ID 55	Spießente (Rastbestand)	<i>Anas acuta</i>	rastende Gründelenten	G1.2, G4.3, G6.2, O1.1.2	nein	Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland	Hoch
ID 56	Steinkauz	<i>Athene noctua</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Nisthilfen	Hoch (nahe Quellpop.), mittel (ger. Besiedlungsdruck)
ID 56	Steinkauz	<i>Athene noctua</i>		O3.1.3, O5.1	ja	Entwicklung (Erweiterung) und Pflege von Streuobstbeständen und baumbestandenem Grünland	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 56	Steinkauz	<i>Athene noctua</i>		O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland	Hoch (nahe Quellpop.), mittel (ger. Besiedlungsdruck)
ID 123	Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>		O4.4.3, O4.4.4	ja	Anlage von Grobsteinschüttungen / Steinriegel / Trockenmauern	Hoch
ID 123	Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>		O1.1, O5.4	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland; Steuerung der Sukzession	Hoch (bei wüchsigen Standorten mittelfristige Wirksamkeit beachten)
ID 57	Tafelente (Rastbestand)	<i>Aythya ferina</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Optimierung von geeigneten Nahrungsgewässern	Hoch
ID 57	Tafelente (Rastbestand)	<i>Aythya ferina</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Optimierung von geeigneten Ruhegewässern	Mittel
ID 58	Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		G3.5	nein	Entwicklung von Schilfröhrichten	Hoch
ID 59	Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Nisthilfen	Hoch
ID 59	Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>		O1.1	ja	Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland	Hoch
ID 59	Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>		O2.1, O2.2	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 60	Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>		W1.1, W1.4	ja	Waldränder / Feldgehölze: Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Mittel (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 60	Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>		W2.1, W4	ja	Auflichtung von Wäldern, Strukturierung von Waldrändern mit Saum	Mittel
ID 60	Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>		G1.1, O1.1, O2.1, O2.2, O4.1, O4.4	ja	Entwicklung und Pflege von Nahungshabitaten	Mittel
ID 61	Uferschnepfe (Rastbestand)	<i>Limosa limosa</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 61	Uferschnepfe (Rastbestand)	<i>Limosa limosa</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 62	Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>		Av1.1, Av1.4, G.3.2	ja	Bereitstellen und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm	Hoch
ID 62	Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>		G6.2	ja	Fließgewässerrenaturierung	Hoch
ID 63	Uhu	<i>Bubo bubo</i>		Av1.5	ja	Optimierung von Brutstandorten / Anlage von Nistnischen in Felsen	Hoch
ID 63	Uhu	<i>Bubo bubo</i>		O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland	Hoch
ID 63	Uhu	<i>Bubo bubo</i>		G1.1, O3	ja	Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften	Hoch
ID 63	Uhu	<i>Bubo bubo</i>		G1, G5, G6	ja	Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung	Mittel
ID 63	Uhu	<i>Bubo bubo</i>		O2.1, O2.2	ja	Entwicklung von Extensivacker; Brachen	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 64	Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>		O2.1, O2.2	nein	Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland	Hoch
ID 64	Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>		O1.1	nein	Anlage von Extensivgrünland	Hoch
ID 65	Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>		O1.1.2	nein	Wiedervermässung Feuchtgrünland	Hoch
ID 65	Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>		O1.1	nein	Entwicklung von extensivem Grünland	Hoch
ID 65	Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>		O2.1	nein	Entwicklung von Habitaten im Acker	Hoch
ID 66	Waldkauz	<i>Strix aluco</i>		W1.1, W1.4	nein	Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters)	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 66	Waldkauz	<i>Strix aluco</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Nistkästen	Hoch
ID 66	Waldkauz	<i>Strix aluco</i>		O1.1	ja	Entwicklung Nahrungshabitate: Anlage von Extensivgrünland	Hoch
ID 67	Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>		W2	nein	Umwandlung monoton gleichaltriger Bestände in strukturreiche ungleichaltrige Bestände	Mittel
ID 68	Waldohreule	<i>Asio otus</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 68	Waldohreule	<i>Asio otus</i>		Av1.1	ja	Anlage von Kunsthorsten	Mittel
ID 68	Waldohreule	<i>Asio otus</i>		O1.1	nein	Grünlandextensivierung	Hoch
ID 68	Waldohreule	<i>Asio otus</i>		O2.1, O2.2	ja	Entwicklung von Extensivacker; Brachen	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 69	Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>		W2	nein	Strukturierung von Waldbeständen	Mittel
ID 69	Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>		W1.1, W1.4, W8.1	ja	Erhaltung und Entwicklung feuchter Wälder (Nutzungsverzicht / Erhöhung der Erntezeit)	Mittel
ID 70	Waldwasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa ochropus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 70	Waldwasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa ochropus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch
ID 71	Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>		Av1.1, Av1.5	nein	Anbringen von Nistkästen an Gebäuden / Anlage von Nistnischen in Felsen / Anbringen von Nisthilfen in Bäumen	Hoch
ID 144	Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>		Av1.1	ja	Anbringen von Nisthilfen	Sehr hoch
ID 144	Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>		G6.2.1, G6.4, RLP11, W8.1	nein	Entwicklung von Habitaten bezüglich ihrer Struktur	Hoch
ID 72	Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>		G3.5, G4.3	nein	Wiedervernässung von Feuchtgebieten	Hoch
ID 72	Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>		G3, G6.2	nein	Ausbaggern von verlandeten Gewässern zur Wiederherstellung der Flachwasser- und Verlandungszone	Hoch
ID 73	Weißwangengans (Rastbestand)	<i>Branta leucopsis</i>	Blässgans, Weißwangengans	G3.1, G3.3	ja	Optimierung von Gewässern (Ruhestätten)	Mittel
ID 73	Weißwangengans (Rastbestand)	<i>Branta leucopsis</i>	Blässgans, Weißwangengans	O1.1, G1.2, G2.1, G4.3	ja	Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 73	Weißwangengans (Rastbestand)	<i>Branta leucopsis</i>	Blässgans, Weißwangengans	O2.1	ja	Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Acker	Mittel
ID 124	Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>		O3.1.3, O5.1, O1.1	nein	Entwicklung und Pflege von Streuobstbeständen / Kopfbäumen, Entwicklung von Extensivgrünland	Hoch (bei Neuanpflanzungen langfristige Dauer bis Wirksamkeit beachten)
ID 124	Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>		W2.1	nein	Auffichten dichter Gehölzbestände	Hoch
ID 124	Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>		Av1.1	ja	Anlage von Nisthilfen	Sehr hoch
ID 74	Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>		W1.1, W1.4	ja	Nutzungsverzicht von Einzelbäumen; Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen	Hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)
ID 74	Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>		O1.1, O4.2, O4.3	ja	Optimierung von Nahrungshabitaten (Grünland, Waldränder)	Hoch
ID 74	Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>		W2	ja	Optimierung von Waldbereichen (Auffichtungen, Anlage von Schneisen, Anlage von Waldlichtungen)	Hoch
ID 125	Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>		O3.1.3, O5.1, O1.1	nein	Entwicklung und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland, Entwicklung von Extensivgrünland	Hoch (bei Neuanpflanzungen / wüchsigen Standorten mittel- bis langfristige Dauer bis Wirksamkeit beachten)
ID 125	Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>		Av1.1	ja	Anlage von Nisthilfen	Sehr hoch
ID 125	Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>		O4.3 / O4.4	ja	Anlage / Pflege von Sandrasen und kurzrasigen offenen Strukturen	Hoch
ID 75	Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>		O1.1	nein	Entwicklung von Habitaten im Grünland	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 75	Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>		O2.1	nein	Entwicklung von Habitaten im Acker	Mittel
ID 126	Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>		O1, O2	nein	Entwicklungsmaßnahmen im Grünland, Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland (Entwicklung geeigneter Horststandorte)	Gering
ID 126	Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>		O1.1, O2.1, O2.2	nein	Nutzungsextensivierung von Grünland, Nutzungsextensivierung von Intensiv-Äckern, Anlage von Ackerbrachen	Hoch
ID 127	Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>		W2.1, W3.2, W4.1	nein	Entwicklung und Pflege von lichten Waldbeständen auf Sandboden	Hoch
ID 127	Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>		O4.2, O4.3	nein	Entwicklung und Pflege von halboffenen Heiden, Sandtrockenrasen und Moorrändern	Hoch
ID 145	Zippammer	<i>Emberiza cia</i>		O1.2.3, O5.4.1; RLP13	nein	Entwicklung und Pflege von Habitaten (Entbuschung)	Hoch
ID 145	Zippammer	<i>Emberiza cia</i>		O3.1, O4.1.3, O4.4.4, RLP13	nein	Entwicklung und Pflege von Habitaten (Strukturierung)	Mittel-hoch
ID 78	Zwergsäger (Rastbestand)	<i>Mergellus albellus</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Erhaltung / Optimierung von geeigneten Nahrungsgewässern	Hoch
ID 78	Zwergsäger (Rastbestand)	<i>Mergellus albellus</i>	rastende Tauchenten und Säger	G1.1, G3.1, G6.2, G6.3	nein	Erhaltung / Optimierung von geeigneten Ruhengewässern	Mittel
ID 79	Zwergschnepfe (Rastbestand)	<i>Lymnocyptes minimus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G2.3	ja	Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer	Hoch
ID 79	Zwergschnepfe (Rastbestand)	<i>Lymnocyptes minimus</i>	rastende Ufer-Limikolen	G1.1, G3.1, G3.3, G6.2	ja	Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 80	Zwergtaucher (Brutbestand)	<i>Tachybaptus ruficollis</i>		G1.1,G6.2	nein	Entwicklung und Pflege von Gewässern	Hoch
ID 80	Zwergtaucher (Rastbestand)	<i>Tachybaptus ruficollis</i>		G1.2, G6.2	nein	Optimierung von Rastgewässern	Hoch
Säugetiere							
ID 81	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen im Wald	Gering-hoch
ID 81	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		FL2.2	ja	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen	Mittel
ID 81	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel
ID 81	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		FL5.1	ja	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 81	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		W1.1 / W5.2, W2.1, W2.5, O3.1.3, G1	nein	Strukturanreicherung von Wäldern	Mittel
ID 81	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		W4.2	o.A.	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und außenmänteln (Verdichten von Waldrändern) (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 81	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		W1.1, W5.2, W1.4	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel-hoch
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen im Wald	Hoch
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		FL1	ja	Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich	Gering

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		W4.2	nein	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und außenmänteln (Verdichten von Waldrändern)	Mittel
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		W1.1 / W5.2, W2.1, W2.5, O3.1.3, G1	nein	Strukturanreicherung von Wäldern	Mittel
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		FL2.2	o.A.	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 82	Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		W1.1, W5.2, W1.4	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel-hoch
ID 83	Breitflügel- fledermaus	<i>Eptesicus serotinus</i>		FL1	nein	Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich	Mittel
ID 83	Breitflügel- fledermaus	<i>Eptesicus serotinus</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 83	Breitflügel- fledermaus	<i>Eptesicus serotinus</i>		O1, O1.1.2, O1.2.3, O3.1.3, O4.1, O4.1.2, O4.1.4	o.A.	Anlage von artenreichem Grünland (inklusive Brachflächen)	Hoch
ID 128	Europäischer Biber	<i>Castor fiber</i>		G5, G6.2.1, RLP4	nein	Naturnahe Gestaltung von Fließgewässerabschnitten / Anlage / Entwicklung von Ufergehözen	Mittel-hoch (als CEF-Maßnahme geeignet, ggf. mittelfristige Wirk-)

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
							Samkeit bei Neuanpflanzung Gehölze beachten)
ID 129	Feldhamster	<i>Cricetus cricetus</i>		O2.1, O2.2, RLP1	nein	Nutzungsextensivierung von Intensiv-Acker, Anlage von Ackerbrachen, Anbau von hamsterfreundlichen Kulturen	Hoch
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen / Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel-hoch
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		FL1.1	ja	Schaffung von Quartieren in und an Gebäuden / Stallungen	Mittel
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		FL2.2	o.A.	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		W4.2	o.A.	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und außenmänteln (Verdichten von Waldrändern) (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		W1.1, W5.2, W1.4	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 84	Fransenfledermaus	<i>Myotis nattereri</i>		W1.1, W1.4, W2.1, W2.5, W3.1, W5.2	o.A.	Strukturanreicherung von Wäldern	Mittel-hoch
ID 130	Graues Langohr	<i>Plecotus austriacus</i>		FL1.1	ja	Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich	Mittel
ID 130	Graues Langohr	<i>Plecotus austriacus</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel
ID 130	Graues Langohr	<i>Plecotus austriacus</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 130	Graues Langohr	<i>Plecotus austriacus</i>		O1, O1.2.3, O3.1.3, O4.1	ja	Anlage von artenreichem Grünland (inklusive Brachflächen)	Hoch
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen	Mittel
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		FL1	nein	Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich	Gering
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		FL2.4	nein	Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und -hütten	Mittel
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		W8.1, W6.1, W2.1, W1.1 / W5.2 / W5.3, W4, G1, G6	nein	Strukturanreicherung von Wäldern, Anlage / Optimierung von Gewässern	Mittel
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		FL2.2	o.A.	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		W4.2	o.A.	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und außenmänteln (Verdichten von Waldrändern) (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		W1.1, W5.2, W1.4	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 85	Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		FL1.1.1	o.A.	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Sommerquartier (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 86	Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>		FL2.1, W1.4	nein	Installation von Fledermauskästen	Hoch
ID 86	Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>		W1.1, W1.4, W5.2	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel-hoch
ID 86	Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>		FL2.2	o.A.	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 86	Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>		FL1.1.1	o.A.	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Sommerquartier (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 87	Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>		FL1	ja	Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich	Gering
ID 87	Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>		FL2.1, W1.4	o.A.	Installation von Fledermauskästen im Wald	Mittel
ID 87	Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel
ID 87	Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 87	Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>		W9	o.A.	Förderung von Hallenwäldern mit freiem Flugraum über dem Waldboden	Hoch
ID 87	Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>		O1, O1.2.3; O3.1.3, O4.1	o.A.	Anlage von artenreichem Grünland (inklusive Brachflächen)	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 88	Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>		W2.1, W2.2, W3.2	nein	Umwandlung monoton gleichaltriger Bestände in strukturreiche ungleichaltrige Bestände	Hoch
ID 88	Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>		W4.2	ja	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und außenmänteln	Hoch
ID 88	Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>		S1	ja	Installation von Haselmauskästen/ Wurfboxen und Reisighaufen (i.V. mit Erhöhung des Alt-/Totholzanteils bzw. der Höhlendichte)	Hoch
ID 88	Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>		O3.1	nein	Anlage von Gehölzen (zwecks Verbesserung des Habitatverbundes)	Hoch
ID 89	Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		FL1	nein	Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich	Mittel
ID 89	Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		FL 4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel
ID 89	Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		FL2.1	ja	Installation von Fledermauskästen	Gering
ID 89	Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		FL2.4	nein	Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und -hütten	Mittel
ID 89	Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		FL5.1	ja	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 89	Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		W4.2	o.A.	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und außenmänteln (Verdichten von Waldrändern)	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 89	Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		W6.1, W2.5, W2.1, W1.1, W5.2, W5.3, G1, G6	o.A.	Strukturanreicherung von Wäldern, Anlage / Optimierung von Gewässern	Mittel
ID 90	Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>		FL2.1, W1.4	nein	Installation von Fledermauskästen	Hoch
ID 90	Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>		W1.1, W5.2, W1.4	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel-hoch
ID 90	Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>		FL1.1	nein	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Sommerquartier	Mittel
ID 90	Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>		W6.1, W2.5, W2.1, W3.1, G1	o.A.	Strukturanreicherung von Wäldern	Mittel
ID 90	Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>		FL2.2	o.A.	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 131	Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen im Wald	Gering bis hoch (je nach Quartiernutzungstradition der Kolonie)
ID 131	Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		FL1.1	nein	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden	Mittel
ID 131	Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artnamen	Wissenschaftl. Artnamen	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 131	Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 131	Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		W1.1, W1.4, W5.2, W2.1, W3.1, W2.5	nein	Strukturanreicherung von Wäldern	Mittel-hoch
ID 131	Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		W1.1, W1.4, W5.2	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel-hoch
ID 131	Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		W4.2	o.A.	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und außenmänteln (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bisher liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 132	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		FL1.1	ja	Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich	Mittel
ID 132	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		G5, G3.4, RLP4	nein	Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Außenbereichen (G5), Anlage / Entwicklung von Altarmen / Flutrinnen (G3.4), Anlage / Entwicklung von Ufergehölz	Hoch
ID 132	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		G1, G6, W1.1	nein	Anlage / Optimierung von Gewässern	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 132	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		W1.1, W6.1, W2.5, W2.1, W5.3, W5.2	nein	Strukturanreicherung von Wäldern	Gering bis mittel (je nach Entwicklungszeitraum)
ID 132	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen	Gering bis hoch (je nach Quartiernutzungsstradition der Kolonie)
ID 132	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 132	Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		FL2.4	o.A.	Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und -hütten (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 91	Rauhautfledermaus	<i>Pipistrellus nathusii</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen	Hoch
ID 91	Rauhautfledermaus	<i>Pipistrellus nathusii</i>		W1.1, W5.2, W1.4	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel, hoch (FCS)
ID 91	Rauhautfledermaus	<i>Pipistrellus nathusii</i>		FL2.2	o.A.	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 92	Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		FL2.1, W1.4	ja	Installation von Fledermauskästen	Mittel
ID 92	Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		W1.1, W5.2, W1.4	o.A.	Entwicklung / Förderung von Baumquartieren	Mittel-hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 92	Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		FL1.2	o.A.	Anlage von Quartieren an / in gewässernahen Bauwerken	Hoch
ID 92	Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		FL4	nein	Sanierung von Winterquartieren	Mittel
ID 92	Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 92	Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		G1, G6, W1.1	o.A.	Anlage / Optimierung von Gewässern	Hoch
ID 92	Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		FL2.2	o.A.	Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 93	Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>		W1.1 / W1.4	ja	Nutzungsintensivierung im Wald / Waldbauliche Maßnahmen	Hoch
ID 93	Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>		W2.1, W2.2, W3.2	nein	Umwandlung monoton gleichaltriger Bestände in strukturreiche ungleichaltrige Bestände	Hoch
ID 93	Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>		W3.1 / W4.2	nein	Anlage von Schneisen / Waldlichtungen, arten- und strukturreichen Waldinnen- u. außenmänteln	Hoch
ID 93	Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>		S1	ja	Installation von Wurfboxen oder alternativen Geheckmöglichkeiten	Gering
ID 93	Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>		O3.1, G6.2	nein	Anlage von Gehölzen und Gewässersanierung	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 93	Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>		O1.1.1, O1.2	nein	Anlage von Extensivgrünland (Wiese); Anlage von Feucht- und Nassgrünland	Hoch
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		FL1.1	o.A.	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Sommerquartier	Hoch
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		FL2.4	o.A.	Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und -hütten	Hoch
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		FL1.1	o.A.	Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Winterquartier	Gering
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		FL5.1	nein	Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen	Hoch
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		W4.2	o.A.	Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (Verdichten von Waldrändern)	Mittel
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		W6.1, W2.5, W2.1, W5.2, G1	o.A.	Strukturanreicherung von Wäldern, Anlage / Optimierung von Gewässern	Mittel
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		O1, O1.1.2, O1.2.3, O3.1.3, O4.1, O4.1.2, O4.1.4	o.A.	Anlage von artenreichem Grünland (inklusive Brachflächen) (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
ID 94	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		FL1.2	o.A.	Anlage von Quartieren an / in gewässernahen Bauwerken (Maßnahme im Steckbrief Anlage 4 nicht enthalten)	Maßnahme nach Einzelfallprüfung anwendbar (bislang liegen

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
							keine gesicherten Erkenntnisse zur Wirksamkeit vor)
Amphibien und Reptilien							
ID 95	Geburtshelferkröte	<i>Alytes obstetricans</i>		G1	ja	Anlage von (Still-) Gewässern	Sehr hoch
ID 95	Geburtshelferkröte	<i>Alytes obstetricans</i>		O4.4.2	ja	Anlage lückiger Schotterfluren	Hoch
ID 95	Geburtshelferkröte	<i>Alytes obstetricans</i>		O4.4.1, O4.4.3	ja	Anlage / Offenhaltung lückenreicher Gesteinsböschungen / Anlage von Gesteinsaufschüttungen	Sehr hoch
ID 95	Geburtshelferkröte	<i>Alytes obstetricans</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Sehr hoch
ID 96	Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>		G1	ja	Anlage (Still-) Gewässer	Sehr hoch
ID 96	Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>		O4.4.3	ja	Anlage von Gesteinsaufschüttungen / Totholzhaufen	Hoch
ID 96	Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>		W1.6, W6	ja	Förderung naturnaher Waldentwicklung (liegendes Totholz) / Waldumbau	Hoch
ID 96	Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>		G5	ja	Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Außenbereichen	Hoch
ID 96	Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Sehr hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 97	Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>		G1	ja	Anlage von (Still-) Gewässern	Sehr hoch
ID 97	Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>		O1.1	ja	Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland	Hoch
ID 97	Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>		W1.6, W6	ja	Förderung naturnaher Waldentwicklung (liegendes Totholz) / Waldumbau	Hoch
ID 97	Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>		O4.4.3	ja	Anlage von Gesteinsaufschüttungen / Totholzhäufen	Hoch
ID 97	Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Sehr hoch
ID 98	Kleiner Wasserfrosch	<i>Pelophylax lessonae</i>		G1	ja	Anlage von (Still-) Gewässern	Sehr hoch
ID 98	Kleiner Wasserfrosch	<i>Pelophylax lessonae</i>		O1.1.2	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland / Heiden auf feuchten und nassen Standorten	Hoch
ID 98	Kleiner Wasserfrosch	<i>Pelophylax lessonae</i>		G4	ja	Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung	Hoch
ID 98	Kleiner Wasserfrosch	<i>Pelophylax lessonae</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 100	Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>		G1	ja	Anlage von (Still)gewässern	Sehr hoch
ID 100	Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>		O4.1.3, O4.4, O5.4	ja	Entwicklung von jungen Brachen / Anlage von vegetationsarmen Flächen / Strukturen / Steuerung der Sukzession (in Abbaugeländen und Industriebrachen)	Sehr hoch
ID 100	Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>		O4.4.3	ja	Anlage von Gesteinsaufschüttungen bzw. Totholzhaufen	Sehr hoch
ID 100	Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>		G5	ja	Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen	Hoch
ID 100	Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Sehr hoch
ID 101	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		G1	ja	Anlage von (Still-) Gewässern	Sehr hoch
ID 101	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		G4	ja	Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung	Hoch
ID 101	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		O1.1	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland	Hoch
ID 101	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		O3	ja	Anlage von Gehölzen (im Offenland)	Hoch
ID 101	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		O4.1	ja	Anlage von Hochstaudenfluren	Hoch
ID 101	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		W1.1, W1.4, W5	ja	Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz	Hoch
ID 101	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Sehr hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 105	Mauereidechse	<i>Podarcis muralis</i>		O4.4, O4.4.3, O4.4.1	ja	Anlage von vegetationsarmen Flächen / Anlage lückiger Gesteinsböschungen in Verbindung mit der Anlage bzw. Offenhaltung grabbarer, sandiger Rohbodenflächen	Hoch
ID 105	Mauereidechse	<i>Podarcis muralis</i>		O4.4.4	ja	Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern	Sehr hoch
ID 105	Mauereidechse	<i>Podarcis muralis</i>		O5.4.1	ja	Freistellung von Felshabitaten / Entbuschung	Sehr hoch
ID 102	Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>		G1	ja	Anlage von (Still-) Gewässern	Sehr hoch
ID 102	Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>		O1.1.2	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten	Hoch
ID 102	Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>		G4	ja	Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung	Hoch
ID 102	Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>		W1.6, W6, W5.1	ja	Förderung naturnaher Waldentwicklung / Waldumbau / Einbringen von Stubben und Totholz	Hoch
ID 102	Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Hoch
ID 106	Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>		O1.1, O2.2, O4.2, O4.3	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland / Anlage von Ackerbrachen / Entwicklung von Magerrasen und Heidegebieten	Hoch
ID 106	Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>		O4.4.4	ja	Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern	Hoch
ID 106	Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>		O4.4.3	ja	Anlage von Gesteinsaufschüttungen	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 106	Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>		O5.4	ja	Steuerung der Sukzession	Hoch
ID 106	Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>		O5.4.1	ja	Freistellung von Felshabitaten / Entbuschung	Hoch
ID 103	Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>		G1	ja	Anlage von (Still-) Gewässern	Sehr hoch
ID 103	Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>		O1.1	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland	Mittel
ID 103	Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>		G4	ja	Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung	Hoch
ID 103	Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>		W4.1, W2	ja	Entwicklung strukturreicher lichter Wälder und Waldränder	Hoch
ID 103	Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>		W5.1	ja	Einbringen von Stubben und Totholz	Hoch
ID 103	Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>		G6	nein	Gewässerpflege	Hoch
ID 104	Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>		G1	ja	Anlage von (Still-) Gewässern	Sehr hoch
ID 104	Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>		O4.1.3, O4.4, O5.4	ja	Entwicklung von jungen Brachen / Anlage von vegetationsarmen Flächen / Strukturen / Steuerung der Sukzession (in Abbaugeländen und Industriebrachen)	Sehr hoch
ID 104	Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>		O4.4.3	ja	Anlage von Gesteinaufschüttungen (grob) oder Totholzhaufen	Sehr hoch
ID 104	Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>		G5	ja	Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Außenbereichen	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 104	Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>		G6	ja	Gewässerpflege	Sehr hoch
ID 107	Zauneidechse	<i>Lacerta agilis</i>		O1.1, O4.2, O4.3	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (Entwicklung von Heideflächen (trockene Standorte) / Offenhaltung / Entwicklung von Sandtrockenrasen und Halbtrockenrasen)	Hoch
ID 107	Zauneidechse	<i>Lacerta agilis</i>		O4.4.4, O4.4.3, O4.4.1	ja	Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern / Gesteins- und Sandaufschüttungen / Anlage grabbarer sandiger Rohbodenstandorte	Hoch
ID 107	Zauneidechse	<i>Lacerta agilis</i>		O5.4	ja	Steuerung der Sukzession	Hoch
Fische							
ID 146	Groppe	<i>Cottus gobio</i>		RLP 12	nein	Behebung von Wanderbarrieren in Fließgewässern	Hoch
ID 146	Groppe	<i>Cottus gobio</i>		G6.2.1, RLP4, RLP11	nein	Entwicklung von Habitaten bezüglich ihrer Struktur	Hoch
Wirbellose							
ID 138	Asiatische Keiljungfer	<i>Gomphus flavipes</i>		G6 / RLP5, G6.2.1, G6.3, G6.4	nein	Gewässersanierung durch Regulierung des Feinsubstrats, Rückbau von Uferbefestigungen / Freistellen beschatteter Gewässerstrukturen / Entbuschung, Extensive Gewässerunterhaltung	Hoch

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artnamen	Wissenschaftl. Artnamen	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 141	Bachmuschel	<i>Unio crassus</i>		G6.2	ja	Gewässersanierung	Gering. Als CEF-Maßnahme aufgrund der langfristigen Wirksamkeit nicht geeignet. Als FCS-Maßnahme in Kombination mit Maßnahme 2 geeignet.
ID 141	Bachmuschel	<i>Unio crassus</i>		G6.2.1, G6.2.2, G6.4	nein	Rückbau von Uferbefestigungen, Wiederherstellung der Durchgängigkeit / Aufhebung von Gewässerverrohrungen, Extensive Gewässerunterhaltung	Keine. Aufgrund der erforderlichen Umsiedlung sowie der mittel- bis langfristigen Wirksamkeit als CEF-Maßnahme nicht geeignet. Als FCS-Maßnahme geeignet.
ID 141	Bachmuschel	<i>Unio crassus</i>		RLP3	ja	Umsiedlung: Erhöhen der Individuendichte zur Steigerung des Reproduktionserfolgs	Gering. Als eigenständige CEF-Maßnahme nicht geeignet. In Verbindung mit weiteren Maßnahmen (Maßnahme 2 / 4) als FCS-Maßnahme geeignet.
ID 141	Bachmuschel	<i>Unio crassus</i>		RLP4	ja	Anlage / Entwicklung von Ufergehölzen	Keine. Aufgrund der erforderlichen Umsiedlung sowie der mittel- bis langfristigen Wirksamkeit als eigenständige CEF-Maßnahme nicht geeignet. Als FCS-Maßnahme geeignet (in Kombination

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
							mit den Maßnahmen 1 und 2 zur Gewässer-sanierung).
ID 142	Blauschillernder Feuerfalter	<i>Lycaena helle</i>		W3.1, W3.2	ja	Entwicklung von Schneisen und Waldlichtungen	Hoch
ID 142	Blauschillernder Feuerfalter	<i>Lycaena helle</i>		O1.2.4, O2.5	nein	Extensive Mahd, Rotationsmahd / Wechselbrache	Hoch
ID 142	Blauschillernder Feuerfalter	<i>Lycaena helle</i>		O1.2.3	nein	Extensive Beweidung	Hoch
ID 142	Blauschillernder Feuerfalter	<i>Lycaena helle</i>		G4.3	ja	Wiedervermässung	Hoch
ID 142	Blauschillernder Feuerfalter	<i>Lycaena helle</i>		O1.1.2	ja	Anlage von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten	Hoch
ID 142	Blauschillernder Feuerfalter	<i>Lycaena helle</i>		Fa3	ja	Einbringung von Futterpflanzen / Pflanzung von Schlangenknöterich	Keine Eignung als eigenständige CEF-Maßnahme. Hohe Eignung in Ergänzung zu Maßnahmen 1-4.
ID 109	Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling	<i>Phengaris nausithous</i>		O1.1	nein	Anlage von Extensivgrünland	Mittel
ID 109	Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling	<i>Phengaris nausithous</i>		O1.2.4, O2.5	nein	Extensive Mahd	Mittel
ID 109	Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling	<i>Phengaris nausithous</i>		Fa3	ja	Gezielte Förderung / Einbringung von Futterpflanzen	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 133	Eremit	<i>Osmoderma eremita</i>		RLP7	nein	Umsiedlung von Bruthöhlen	Gering
ID 133	Eremit	<i>Osmoderma eremita</i>		W1.1, W2.5, W10	nein	Nutzungsverzicht und Freistellung älterer Bäume, Förderung der Waldweide	Gering; als FCS-Maßnahme nach Einzelfallprüfung geeignet.
ID 133	Eremit	<i>Osmoderma eremita</i>		RLP8	ja	Anlage künstlicher Mulmhöhlen für altholzbewohnende Käfer	Gering; als FCS-Maßnahme nach Einzelfallprüfung geeignet.
ID 139	Große Moosjungfer	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		G6.1	nein	Regelung des Fischbesatzes	Hoch
ID 139	Große Moosjungfer	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		RLP6, G6.3	nein	Pflege potenziell geeigneter und aktuell besiedelter Gewässer durch Entlandung / Freistellen beschatteter Gewässerstrukturen / Entbuschung	Hoch
ID 139	Große Moosjungfer	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		G1	nein	Anlage von Stillgewässern	Hoch
ID 139	Große Moosjungfer	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		G4.3	nein	Wiedervermässung	Hoch
ID 135	Großer Feuerfalter	<i>Lycaena dispar</i>		O1.2.3, O1.2.4, O2.5, O4.1.1	ja	Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland / Feuchtwiesenbrachen durch Nutzungsmix aus Extensiver Beweidung, Extensiver Mahd, Rotationsmahd / Wechselbrache, Extensive Unterhaltung von Ufer- und Wegrändern	Hoch
ID 135	Großer Feuerfalter	<i>Lycaena dispar</i>		G5, G6.2.1	ja	Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen, Rückbau von Uferbefestigungen	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artname	Wissenschaftl. Artname	Gruppe	Maßnahmen-ID	Maßnahme nur in Kombination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Änderungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme
ID 135	Großer Feuerfalter	<i>Lycaena dispar</i>		O1.1.2	ja	Anlage von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten	Mittel
ID 135	Großer Feuerfalter	<i>Lycaena dispar</i>		G4.3	nein	Wiedervermässung	Hoch
ID 140	Grüne Flussjungfer	<i>Ophiogomphus cecilia</i>		G6 / RLP5, G6.2.1, G6.3	nein	Gewässersanierung durch Regulierung des Feinsubstrats, Rückbau von Uferbefestigungen / Freistellen beschatteter Gewässerstrukturen / Entbuschung	Hoch
ID 134	Heldbock	<i>Cerambyx cerdo</i>		RLP7	nein	Umsiedlung von Bruthöhlen	Gering
ID 134	Heldbock	<i>Cerambyx cerdo</i>		W1.1, W2.5, W10	nein	Nutzungsverzicht und Freistellung älterer Bäume, Förderung von Waldweide	Gering; als FCS-Maßnahme nach Einzelfallprüfung geeignet.
ID 136	Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling	<i>Phengaris teleius</i>		O1.1.2	nein	Anlage von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten (Umwandlung aus anderen Nutzungen, z.B. Acker / Forst)	Mittel
ID 136	Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling	<i>Phengaris teleius</i>		O1.2.4, O2.5, O1.2.3	nein	Extensivierung einer bisherigen intensiven Nutzung / Wiederaufnahme einer extensiven Grünlandnutzung auf Brache: Extensive Mahd, Rotationsmahd, Extensive Beweidung	Hoch
ID 110	Nachtkerzenschwärmer	<i>Proserpinus proserpina</i>		O4.1	nein	Anlage von (feuchten) Hochstaudenfluren (Ufersäume, Raine, Brachen)	Mittel
ID 110	Nachtkerzenschwärmer	<i>Proserpinus proserpina</i>		O4.1.1	nein	Extensive Unterhaltung von Ufer- und Wegrändern sowie Bahndämmen	Mittel

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage 3: Übersicht artspezifische Eignung der Maßnahmen



ID*	Deutscher Artnamen	Wissenschaftl. Artnamen	Gruppe	Maßnahmen- ID	Maßnahme nur in Kom- bination möglich?	Maßnahme (Kurzbezeichnung) <small>blau = neue Maßnahmen und Arten sowie Ände- rungen gegenüber MKULNV (2013)</small>	Eignung als vorgezo- gene Ausgleichs- maßnahme
ID 110	Nachtkerzen- schwärmer	<i>Proserpinus proserpina</i>		O5.4	nein	Steuerung der Sukzession	Mittel
ID 137	Quendel- Ameisenbläuling	<i>Phengaris arion</i>		O1.2.3, O1.2.4	nein	Wiederaufnahme geeigneter Nut- zung/Pflege auf verbrachten Mager- rasen durch extensive Beweidung bzw. Mahd	Mittel

* Die fehlenden ID-Nummern bezogen sich auf Arten, die ursprünglich im NRW-Leitfaden vorgesehen waren, dann aber aus verschiedenen Gründen durch den AG in der Schlussphase gestrichen wurden.

** Der Goldregenpfeifer kann in verschiedenen Habitaten rasten. Je nach betroffenem Rasthabitat ist die Gruppe auszuwählen.

Anlage 4: Artspezifische Maßnahmensteckbriefe

auf der Grundlage von MKLUNV (2013), Aktualisierungen und Ergänzungen für Rheinland-Pfalz

0 Inhaltsverzeichnis

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Artname	Verweis bei Behandlung als Gruppe (bei Rastvögeln)	Bearbeitungsstand	ID
Vögel: Brut- und Rastvögel				
Alpenstrandläufer (Rastbestand)	<i>Calidris alpina</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	1
Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>		NRW 2013	2
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>		NRW 2013	3
Bekassine (Rastbestand)	<i>Gallinago gallinago</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	4
Beutelmeeise	<i>Remiz pendulinus</i>		RLP 2018	111
Bienenfresser	<i>Merops apiaster</i>		RLP 2018	112
Blässgans (Rastbestand)	<i>Anser albifrons</i>	Steckbrief 1.18: Gruppe Blässgans, Weißwangengans	NRW 2013	5
Braunkehlchen	<i>Saxifraga rubetra</i>		RLP 2018	113
Bruchwasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa glareola</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	7
Dunkler Wasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringy erythropus</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	8
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	9
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>		NRW 2013	10
Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>		NRW 2013	11
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>		NRW 2013	12
Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>		NRW 2013	13
Flussuferläufer (Rastbestand)	<i>Actitis hypoleucos</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	14
Gänsesäger (Rastbestand)	<i>Mergus merganser</i>	Steckbrief 1.20: Gruppe Rastende Tauchenten, Säger	NRW 2013	15
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	16
Gebirgsstelze	<i>Motacilla cinerea</i>		RLP 2018	143
Goldregenpfeifer (Rastbestand)	<i>Pluvialis apricaria</i>	(je nach betroffenem Habitat anzuwenden): Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen Steckbrief 1.21: Gruppe Vorwiegend auf Feuchtgrünland rastende Limikolen	NRW 2013	17
Graumammer	<i>Emberiza calandra</i>		RLP 2018	114
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>		NRW 2013	19
Grauspecht	<i>Picus canus</i>		NRW 2013	20
Großer Brachvogel (Brutbestand)	<i>Numenius arquata</i>		NRW 2013	21
Großer Brachvogel (Rastbestand)	<i>Numenius arquata</i>	Steckbrief 1.21: Gruppe Vorwiegend auf Feuchtgrünland rastende Limikolen	NRW 2013	21

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Artnamen	Verweis bei Behandlung als Gruppe (bei Rastvögeln)	Bearbeitungsstand	ID
Grünschenkel (Rastbestand)	<i>Tringa nebularia</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen Steckbrief 1.21: Gruppe Vorwiegend auf Feuchtgrünland rastende Limikolen	NRW 2013	22
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>		RLP 2018	115
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>		NRW 2013	23
Haubenerleche	<i>Galerida cristata</i>		RLP 2018	116
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	24
Hohltaube	<i>Columba oenas</i>		RLP 2018	117
Kampfläufer (Rastbestand)	<i>Philomachus pugnax</i>	Steckbrief 1.21: Gruppe Vorwiegend auf Feuchtgrünland rastende Limikolen	NRW 2013	25
Kiebitz (Brutbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	26
Kiebitz (Rastbestand)	<i>Vanellus vanellus</i>	Steckbrief 1.21: Gruppe Vorwiegend auf Feuchtgrünland rastende Limikolen	NRW 2013	26
Kleinspecht	<i>Dendrocopos minor</i>		NRW 2013	27
Knäkente (Rastbestand)	<i>Anas querquedula</i>	Steckbrief 1.19: Gruppe Gründelenten	NRW 2013	28
Kolkrabe	<i>Corvus corax</i>		RLP 2018	118
Krickente (Rastbestand)	<i>Anas crecca</i>	Steckbrief 1.19: Gruppe Gründelenten	NRW 2013	29
Löffelente (Rastbestand)	<i>Anas clypeata</i>	Steckbrief 1.19: Gruppe Gründelenten	NRW 2013	30
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>		NRW 2013	31
Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>		NRW 2013	32
Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	33
Nachtigall	<i>Luscinia megarhynchos</i>		NRW 2013	34
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	35
Pfeifente (Rastbestand)	<i>Anas penelope</i>	Steckbrief 1.19: Gruppe Gründelenten	NRW 2013	36
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>		NRW 2013	37
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>		RLP 2018	119
Rauchschwalbe	<i>Hirunda rustica</i>		NRW 2013	39
Raufußkauz	<i>Aegolius funereus</i>		NRW 2013	40
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>		NRW 2013	41
Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>		RLP 2018	120
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	42
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	43
Rotschenkel (Rastbestand)	<i>Tringa totanus</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	44
Saatgans (Rastbestand)	<i>Anser fabalis</i>		NRW 2013	45
Schellente (Rastbestand)	<i>Bucephala clangula</i>	Steckbrief 1.20: Gruppe Rastende Tauchenten, Säger	NRW 2013	47

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Artnamen	Verweis bei Behandlung als Gruppe (bei Rastvögeln)	Bearbeitungs- stand	ID
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>		RLP 2018	121
Schleiereule	<i>Tyto alba</i>		NRW 2013	48
Schnatterente	<i>Anas strepera</i>		NRW 2013	49
Schnatterente (Rastbestand)	<i>Anas strepera</i>	Steckbrief 1.19: Gruppe Gründelenten	NRW 2013	49
Schwarzkehlchen	<i>Saxifraga torquata</i>		NRW 2013	50
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>		NRW 2013	51
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>		NRW 2013	52
Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	53
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>		NRW 2013	54
Sperlingskauz	<i>Glaucidium passerinum</i>		RLP 2018	122
Spießente (Rastbestand)	<i>Anas acuta</i>	Steckbrief 1.19: Gruppe Gründelenten	NRW 2013	55
Steinkauz	<i>Athene noctua</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	56
Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>		RLP 2018	123
Tafelente (Rastbestand)	<i>Aythya ferina</i>	Steckbrief 1.20: Gruppe Rastende Tauchenten, Säger	NRW 2013	57
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		NRW 2013	58
Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>		NRW 2013	59
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>		NRW 2013	60
Uferschnepfe (Rastbestand)	<i>Limosa limosa</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	61
Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>		NRW 2013	62
Uhu	<i>Bubo bubo</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	63
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>		NRW 2013	64
Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>		NRW 2013	65
Waldkauz	<i>Strix aluco</i>		NRW 2013	66
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	67
Waldohreule	<i>Asio otus</i>		NRW 2013	68
Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>		NRW 2013	69
Waldwasserläufer (Rastbestand)	<i>Tringa ochropus</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	70
Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>		NRW 2013	71
Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>		RLP 2018	144
Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>		NRW 2013	72
Weißwangengans (Rastbestand)	<i>Branta leucopsis</i>	Steckbrief 1.18: Gruppe Blässgans, Weißwangengans	NRW 2013	73
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>		RLP 2018	124
Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>		NRW 2013	74
Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>		RLP 2018	125
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	75
Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>		RLP 2018	126

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Artnamen	Verweis bei Behandlung als Gruppe (bei Rastvögeln)	Bearbeitungs- stand	ID
Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>		RLP 2018	127
Zippammer	<i>Emberiza zia</i>		RLP 2018	145
Zwergsäger (Rastbestand)	<i>Mergus albellus</i>	Steckbrief 1.20: Gruppe Rastende Tauchenten, Säger	NRW 2013	78
Zwergschnepfe (Rastbestand)	<i>Lymnocyptes minimus</i>	Steckbrief 1.22: Gruppe Im Uferbereich rastende Limikolen	NRW 2013	79
Zwergtaucher (Brutbestand)	<i>Tachybaptus ruficollis</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	80
Zwergtaucher (Rastbestand)	<i>Tachybaptus ruficollis</i>		NRW 2013	80
Säugetiere				
Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	81
Braunes Langohr	<i>Plecotus auritus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	82
Breitflügelfledermaus	<i>Eptesicus serotinus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	83
Europäischer Biber	<i>Castor fiber</i>		RLP 2018	128
Feldhamster	<i>Cricetus cricetus</i>		RLP 2018	129
Fransenfledermaus	<i>Myotis natteri</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	84
Graues Langohr	<i>Plecotus austriacus</i>		RLP 2018	130
Große Bartfledermaus	<i>Myotis brandtii</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	85
Großer Abendsegler	<i>Nyctalus noctula</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	86
Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	87
Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	88
Kleine Bartfledermaus	<i>Myotis mystacinus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	89
Kleiner Abendsegler	<i>Nyctalus leisleri</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	90
Mopsfledermaus	<i>Barbastella barbastellus</i>		RLP 2018	131
Mückenfledermaus	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>		RLP 2018	132
Rauhautfledermaus	<i>Pipistrellus nathusii</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	91
Wasserfledermaus	<i>Myotis daubentonii</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	92
Wildkatze	<i>Felis sylvestris</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	93
Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	94
Amphibien und Reptilien				
Geburtshelferkröte	<i>Alytes obstetricans</i>		NRW 2013	95
Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	96
Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	97
Kleiner Wasserfrosch	<i>Pelophylax lessonae</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	98
Kreuzkröte	<i>Bufo calamita</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	100

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Artname	Verweis bei Behandlung als Gruppe (bei Rastvögeln)	Bearbeitungs- stand	ID
Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	101
Mauereidechse	<i>Podarcis muralis</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	105
Moorfrosch	<i>Rana arvalis</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	102
Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	106
Springfrosch	<i>Rana dalmatina</i>		NRW 2013	103
Wechselkröte	<i>Bufo viridis</i>		NRW 2013	104
Zauneidechse	<i>Lacerta agilis</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	107
Fische				
Groppe	<i>Cottus gobio</i>		RLP 2018	146
Wirbellose				
Asiatische Keiljungfer	<i>Gomphus flavipes</i>		RLP 2018	138
Bachmuschel	<i>Unio crassus</i>		RLP 2018	141
Blauschillernder Feuerfalter	<i>Lycaena helle</i>		RLP 2018	142
Dunkler Wiesenknopf- Ameisenbläuling	<i>Phengaris nausithous</i>		NRW 2013 erg. RLP 2018	109
Eremit	<i>Osmoderma eremita</i>		RLP 2018	133
Große Moosjungfer	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>		RLP 2018	139
Großer Feuerfalter	<i>Lycaena dispar ssp. rutila</i>		RLP 2018	135
Grüne Flussjungfer	<i>Ophiogomphus cecilia</i>		RLP 2018	140
Heldbock	<i>Cerambyx cerdo</i>		RLP 2018	134
Heller Wiesenknopf- Ameisenbläuling	<i>Phengaris teleius</i>		RLP 2018	136
Nachtkerzen-Schwärmer	<i>Proserpinus proserpina</i>		NRW 2013	110
Quendel -Ameisenbläuling	<i>Phengaris arion</i>		RLP 2018	137

1 Vögel

1.1 Baumfalke (*Falco subbuteo*)

Baumfalke *Falco subbuteo* ID2

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Baumfalken bauen ihre Nester (Horste) nicht selbst, sondern sind auf ein Angebot von anderen Arten (meist diesjährige Nester von Rabenvögeln) angewiesen. Meist wird jährlich ein anderer Horst in räumlicher Nähe bezogen (bei einer Population im Berliner Raum meist bis 100m, FIUCZYNSKI & SÖMMER 2011 S. 119) bei hoher Ortstreue (ebd.). Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Horstbaumes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölze und Hochspannungsmasten mit vorhandenen Horsten, meist Rabenkrähennestern) im Umkreis von bis zu 100 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Als essenzielle Nahrungshabitate sind alle großlibellenreichen Stillgewässer im Umkreis von bis zu 500m zum Nistplatz anzusehen. Weitere Nahrungshabitate werden meist flexibler genutzt und brauchen im Regelfall nicht als essenziell abgegrenzt zu werden.

Ruhestätte: Baumfalken nächtigen / ruhen in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus sind Ruhestätten einzelner Tiere unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Geeignete Nester / Horste anderer Arten (v. a. Rabenkrähe u. a. Rabenvögel), da Baumfalken keine eigenen Nester bauen. Die Nester können sich in lichten Wäldern, Gehölzen, Baumgruppen und -reihen, Kiefernheiden, Parklandschaften und auch in der Nähe von Siedlungen befinden (MILDENBERGER 1982). Zunehmend wird auf Hochspannungsmasten gebrütet (GLUER et al. 1990, DEVRIENT & WOHLGEMUT 1992).
- Nahrungshabitate (v. a. Verlandungszonen von Gewässern, Feuchtwiesen, Mooren und Brachen) mit hohem Angebot an Fluginsekten, v. a. Großlibellen, und Kleinvögel.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1), Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Baumfalke nutzt vorhandene Nester anderer Vogelarten, v. a. von Rabenkrähen. Bei Mangel an natürlichen Brutmöglichkeiten (z. B. baumarme Landschaften) werden in der Maßnahme potenziell als Brutplatz geeignete Gehölzbestände gesichert, um ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänge etc.) zu achten.
- Vorkommen von nestbauenden Arten (v. a. Rabenvögel; alternativ kann die Maßnahme auch mit der Anlage von Kunsthorsten kombiniert werden, s. u.)
- Nähe zu geeigneten Nahrungshabitaten mit hohem Kleinvogel- und Großinsektenvorkommen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Baumfalken verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Horste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Es ist zu beachten, dass die Art auf Horste / Nester anderer Arten angewiesen ist.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen). Maßnahmenbestandteil können auch Baumreihen (inklusive Pappelreihen) sein (FIUCZYNSKI & SÖMMER 2011 S. 147).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den potenziellen Horstbäumen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Baumfalken große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste). Die Maßnahme zum Schutz von Bruthabitaten wird z. B. von FIUCZYNSKI & SÖMMER (2011 S. 336) empfohlen.
- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass die Baumfalken bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen und Vorkommen nestbauender Arten ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anlage von Kunsthorsten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Baumfalken nutzt vorhandene Nester anderer Vogelarten, v. a. von Rabenkrähen. Durch die Maßnahme werden in geeigneten Gehölzbeständen oder Hochspannungsmasten bei Mangel an natürlichen Brutmöglichkeiten artspezifische Kunsthorste angebracht und so das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänge etc.) zu achten.
- Baumreihen, Bäume am Waldrand bzw. Gittermasten oder Feldgehölze; lückige Bestände, idealerweise mit Kiefer und in wärmebegünstigter, exponierter Lage; günstige An- und Abflugmöglichkeit. Mind. 1 Aussichts- und Ruhebaum soll in der Nähe und vom Horst aus einsehbar sein. Die Anbringung am Baum muss so erfolgen, dass der Horst sicher befestigt ist und dass Äste vom Horstrand weggehen, die von den Ästlingen später benutzt werden können. Bei Sturm stark schwankende Bäume sollten nicht genutzt werden, damit die Jungen nicht abstürzen, wie in einem Fall geschehen. Der Horstrand muss griffsicher für die Jungfalken sein (HASTÄDT & FIEDLER 1991).
- Nähe zu geeigneten Nahrungshabitaten mit hohem Kleinvogel- und Großinsektenvorkommen muss gegeben sein, keine Anlage von Kunsthorsten im Waldesinneren.

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen ~~Kästen~~ Kunsthorste angebracht werden).
- Gewährleistung des Nestschutzes entsprechend § 24 LNatSchG RP.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Kunsthorsten für den Baumfalken können auch andere Greifvögel (Waldohreule, Turmfalke) profitieren. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar mind. 3 Horste anzubringen.
- Aufhängung in Bäumen, bevorzugt in stabilen Kiefern, Pappeln oder Eichen, im oberen Kronendrittel. Verwendung von Weidenkörben, Durchmesser ca. 40-50 cm, Höhe 10-15 cm (HASTÄDT & FIEDLER 1991, REUSSE 1993). In der Krone ist der Horst so anzubringen, dass er von oben und dem Bestandesinneren durch Zweige geschützt ist, d. h. Anflug nur von der angrenzenden Freifläche (als Schutz vor dem Habicht, REUSSE 1993).
 - Hinweise für die Gestaltung: Auspolsterung mit einem in Größe des Nistkorbes ausgestochenen Rasenstückes mit dichtem Feinwurzelgeflecht (trocken, Erde ausgeklopft, Unterseite nach oben; alternativ auch festgebundenes, langhalmiges Gras, aber Gefahr des Herauswehens). Horstmulde nur so tief anlegen, dass ein brütender Falke über den Horstrand sehen kann. Anlage eines aus langhalmigen Gräsern gewickelten Ringes am Korbrand, um Wegrollen der Eier zu verhindern (Befestigung mit Draht). Anbringen von waagrecht vom Horst wegführenden Zweigen für die Ästlinge (falls nicht vorhanden) (FIUCZYNSKI 1986, HASTÄDT & FIEDLER 1991, REUSSE 1993).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegedauer: Einmal jährlich Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit außerhalb der Brutzeit. Die Kunsthorste müssen so lange funktionsfähig bleiben, bis geeignete Gehölzbestände natürliche Niststätten bieten bzw. bis nestbauende Arten das Gebiet besiedelt haben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Maßnahmentyp ist nicht notwendig, wenn im Raum aufgrund des Vorkommens von nestbauenden Arten (v. a. Rabenvögel) das Angebot von Horsten kein limitierender Faktor ist. Die Kunsthorste erfüllen dann lediglich die Aufgabe eines stützenden und ergänzenden Angebotes. (Langjährig) verwaiste und krähennesterfreie Gebiete werden nicht notwendigerweise durch Angebot von Kunsthorsten neu besiedelt, wenn andere Faktoren als das Angebot geeigneter Horste die Besiedlung verhindern (FIUCZYNSKI 1986). In besetzten Gebieten hingegen, in denen die Baumfalken nach Rückkehr aus dem Winterquartier durch forstliche Maßnahmen, Kahlschlag etc. nur noch (krähennesterfreie) Restbestände an Wald vorfinden, können selbst kurzfristig aufgehängte Kunsthorste eine entscheidende und günstige Rolle spielen (FIUCZYNSKI 1986).
- Kunsthorste können positive Auswirkungen auf den Baumfalken haben, da die Rabenvögel Bindegarn in ihre Nester einbauen können, was für Baumfalken ein Strangulationsrisiko nach sich zieht (FIUCZYNSKI et al. 2009, KLAMMER 2006, LANGEMACH et al. 2009).
- Von dem Maßnahmentyp können auch andere, früher brütende Arten (z. B. Turmfalke, Waldohreule) profitieren (siehe oben, Konkurrenzsituation beachten). Diese „Fremdbenutzung“ kann durch Ausbringung neuer Kunsthorste Anfang / Mitte Mai reduziert werden (REUSSE 1993) oder eventuell durch einen Holzdeckel, der erst im Mai geöffnet wird (KLAMMER 2006), da der Baumfalke später als Waldohreule und Turmfalke mit der Brut beginnt.
- Die Anwesenheit von Habichten kann sich negativ auf den Baumfalken auswirken, direkt als potenzieller Prädator, indirekt über die Vertreibungswirkung auf die nestbauenden Krähenvögel (ELLENBERG 1985, FIUCZYNSKI 1991).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Kunsthorste sind sofort bzw. ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Falken eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen sie mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Annahme von Kunsthorsten ist z. B. nachgewiesen bei FIUCZYNSKI (1986), FIUCZYNSKI & SÖMMER (2011), REUSSE (1993).
- Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 7.11.2011) wird die Maßnahmeneignung mit „mittel“ eingeschätzt. Es bestehen Zweifel, ob die allgemein angenommene Wirksamkeit auf die Verhältnisse in NRW übertragbar ist. Es bestehen keine Anwendungserfahrungen in NRW.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Aufgrund Expertenvotum wird die Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme nur nach Einzelfallprüfung als geeignet angesehen. Ein Risikomanagement ist erforderlich.

3. Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten: Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (G1.1, O3.1.2, O2.1, O2.2, W4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Baumfalken spielen Kleinvögel und Großinsekten eine wichtige Rolle als Nahrungstiere. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitate für den Baumfalken, indem für seine Nahrungstiere günstige Strukturen (Kleinvögel: z. B. Hecken, Waldrandgestaltung, Brachen; Libellen: Kleingewässer) geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Baumfalken ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Acker-Maßnahmen und Brachen: keine Umwandlung von Grünlandstandorten
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Gewässer-Maßnahmen: Räumliche Nähe zu großen und artenreichen Libellenvorkommen sinnvoll, da nur so eine hinreichend schnelle Besiedlung der Gewässer gewährleistet ist (RÜCKRIEM et al. 2009, S. 92). Orientierungswert max. 2 km (STERNBERG 1999, S. 124; je näher desto besser). Wasserhaltiger oder wasserundurchlässiger Boden (keine Folienteiche). Zeitweise wasserführende Kleingewässer werden am besten in zu Vernässung neigenden Bodensenken angelegt. Kein (starker) Besatz mit Fischen (Prädation auf Libellenlarven), besonders bei kleinen Gewässern. Windgeschützte Lage.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Baumfalken relevanten Nahrungstieren.
- Anlage / Optimierung von Gewässern (G1.1): Größe der gesamten Wasserfläche > 500 qm, Aufteilung in mehrere Kleingewässer ist möglich. Bezüglich der Neuanlage / Optimierung gelten die allgemeinen Hinweise zur Gestaltung von (Libellen-) Kleingewässern (z. B. JEDICKE 1988, MAmS 2000, BANSE & BANSE 1985, PRETSCHER 1976, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2006, STERNBERG et al. 1999, S. 62). Wesentlich sind: Gewährleistung einer dauerhaften Wasserführung in der Zeit der Anwesenheit des Baumfalken (April bis September) auch bei Trockenzeiten; Vorhandensein von Flachwasserbereichen für eine schnelle Erwärmung; Gewährleistung einer ausreichenden Besonnung (> 80 % des Gewässers); Gewährleistung der Flugjagd / Überflugmöglichkeit, Fischfreiheit. Bei angrenzender landwirtschaftlicher Intensiv-Nutzung mind. 10 m breite Pufferstreifen zur Verminderung des Nährstoffeintrags angrenzender Flächen, extensive Nutzung (Mahd) der Pufferflächen.
- Anlage und Pflege von Hecken (O3.1.2): Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Der Saum ist einmal pro Jahr oder alle 2 Jahre abschnittsweise ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes. Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Baumfalken durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigten Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).
- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen (O3.1): Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern (W4.1). Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubbölgern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreiche Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Bei den folgenden Maßnahmen im Acker (Extensivierung O2.1, Brache O2.2) sollen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten Die Maßnahmen werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt.
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gewässer: Es gelten die allgemeinen Hinweise zur Gestaltung / Pflege von (Libellen-) Gewässern (s. o.). Insbesondere ist auf eine ausreichende Besonnung (Pflegeschnitte) und eine Fischarmut (ggf. Elektrofischung) zu achten, weiterhin ggf. abschnittsweise Entkrautung bei starkem Wasserpflanzenaufkommen.
- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst“. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.
- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht mit hohen Baumreihen o. a.
- Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).
- Die sorgsame Verwendung von Bindegarn bei Maßnahmendurchführung bzw. das Aufsammeln von herumliegenden Bindegarnresten in besetzten Baumfalkenrevieren verringert das Strangulationsrisiko (FIUCZYNSKI & SÖMMER 2011 S. 337).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Gewässerneuschaffung innerhalb von 2 (bis 5) Jahren: Insbesondere Pionierarten und euryöke Arten (z. B. *Aeshna cyanea*, *Libellula depressa*, *L. quadrimaculata*, *Orthetrum cancellatum*) können schon in den ersten Jahren nach Gewässeranlage auftreten (z. B. JUNCK & SCHOOS 1987, NLWKN & Bundesanstalt für Immobilienaufgaben 2009, SCHLEGEL & WEBER 2005, WILDERMUTH 1986, ZETTELMEYER 1986). Eine Bodenständigkeit der Libellen (mehrjähriger Entwicklungszyklus der Larven) ist für die Wirksamkeit nicht zwingend notwendig, sondern die Anwesenheit von adulten Libellen (u. a. Großinsekten). Daher kann bei Neuanlage innerhalb von 2 (bis 5) Jahren mit einer signifikanten Aufwertung als Nahrungshabitat für den Baumfalken gerechnet werden. Bei Optimierungen bestehender Gewässer ist eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren anzunehmen, da bereits ein Ausgangsbestand von Ufervegetation etc. vorhanden ist.
- Ackerbrachen: Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Baumfalken zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.
- Hecken, Baumreihen, Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZEIDLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche des Baumfalke sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt.
- SCHÄFER (2010 S. 33) berichtet, dass nach Neuanlage / Optimierung ehemaliger Tongruben sich Großlibellen einstellen, die von 1-2 Baumfalke bejagt wurden. BRABAND et al. (2006 S. 141 ff.) wiesen in der Hellwegbörde positive Effekte von extensivierten Ackerstreifen und Brachen auf Kleinvögel (potenzielle Nahrungstiere des Baumfalke) nach. (Weitere) wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen bezogen auf den Baumfalke nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Jagd auf dem Zugweg, BAUER et al. 2005 S. 357) abhängt. Das Fehlen geeigneter Nahrungshabitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen des Baumfalke, so dass Maßnahmen zur Optimierung und Förderung von Nahrungshabitaten häufig empfohlen werden (z. B. BAUER & BERHOLD 1996, S. 124, BAUER et al. 2005 S. 357, FIUCZYNSKI & SÖMMER 2001, S. 85, RÜCKRIEM et al. 2009, S. 92).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Baumfalke stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Erhöhung des Angebotes an Fortpflanzungsstätten und zur Anlage / Optimierung von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme 1: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Berthold, P. (1996): Baumfalke *Falco subbuteo*. In Bauer, H.-G.; Berthold, P. (Hrsg.): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag Wiesbaden, S. 123-124.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Banse, W.; Banse, G. (1985): Untersuchungen zur Abhängigkeit der Libellen-Artenzahl von Biotopparametern bei Stillgewässern. Berichte ANL 9 (Okt.): 33-36.

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Ellenberg, H. (1985): Über Vögel in Wäldern und die Vogelwelt des Sachsenwaldes. Hamburger Avifaunistische Beiträge 20: 1-50.

Devrient, I., & R. Wohlgemuth (1992): Verhaltensbeobachtungen bei Baumfalke (*Falco subbuteo*) mit Brut auf Freileitungsmasten. Charadrius 28: 167-171.

Fiuczynski, D. (1986): Kunsthorste für Berliner Baumfalke (*Falco subbuteo*). Orn. Ber. F. Berlin (West) 11: 5-18.

Fiuczynski, D. (1991): Feinddruck und Nistplatzangebot als limitierende Faktoren für Siedlungsdichte und Bruterfolg beim Baumfalke (*Falco subbuteo*). Birds of Prey Bulletin No. 4: 63-71.

- Fiuczynski, K. D.; Hastädt, V.; Sömmer, P. (2009): Der Baumfalke (*Falco subbuteo*) im Berliner Raum: Populationsentwicklung, Reproduktion, Habitatveränderung und Schutzmaßnahmen. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 327-340
- Fiuczynski, K. D.; Sömmer, P. (2001): Baumfalke (*Falco subbuteo*). In Kostrzewa, A.; Speer, G. (Hrsg.): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz. 2. Auflage, Aula-Verlag, Wiebelsheim, S. 82-85.
- Fiuczynski, D.; Sömmer, P. (2011): Der Baumfalke *Falco subbuteo*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 575. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 372 S.
- Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.
- Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.
- Gluer, B., F. Prünke & W. Prünke (1990): Gehäuftes Brüten des Baumfalken (*Falco subbuteo*) auf Freileitungsmasten. Charadrius 26: 146-150.
- Gruttko, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 367-376.
- Hastädt, V.; Fiedler, A. (1991): Auswertung vierjähriger Baumfalckenbeobachtung in den Kreisen Königs-Wusterhausen und Zossen im Bezirk Potsdam. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 2: 366-374.
- Jedicke, E. (1988): Kleingewässer – Teiche, Tümpel, Weiher. Ravensburger Buchverlag Otto Maier GmbH, Ravensburg, 127 S.
- Junck, C.; Schoos, F. (1987): Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna in fünf durch Biotopmanagement entstandenen Gewässern. Paiperlek, Letzebuerger Entomologesche Zeitschrift 9 (1): 1-12.
- Klammer, G. (2006): Neues Revierverhalten und Biotopwechsel beim Baumfalcken *Falco subbuteo*? Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 5 (2006): 233-243.
- Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 386-394.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Langgemach, T.; Sömmer, P.; Block, B.; Dürr, T. (2009): Langzeituntersuchungen zu den Verlustursachen bei Greifvögeln, Eulen und anderen Vogelarten in Brandenburg. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 27-46.
- MAMs - Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (2000). Hrsg. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Abteilung Straßenbau, Straßenverkehr.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Betriebsstelle Lüneburg NLWKN & Bundesanstalt für Immobilienaufgaben Bundesforst – Hauptstelle Wense (2009): Life-Natur-Projekt Große Pflanzenfresser zur Pflege und Erhaltung von Küstenheiden LIFE05 NAT/D/000051. Schlussbericht 2009, Berichtszeitraum 01.10.2005 – 30.09.2009. Anhang I (zu Maßnahme C.1) Kleingewässer. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8543&article_id=42153&psmand=26, Download 14.3.2011.
- Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B.; Blum, H. (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. Ornithologischer Beobachter 83: 7-34.
- Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.
- Pretschner, P. (1976): Hinweise zur Gestaltung eines Libellengewässers. Natur und Landschaft 51 (9): 249-251
- Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. Berichte ANL 16: 123-160

- Reusse, P. (1993): Habitatansprüche und Bestandsförderung des Baumfalcken (*Falco subbuteo*) nach 15jährigen Untersuchungen in der Großenhainer Pflege. Artenschutzreport 3/1993: 1-6.
- Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Schäfer, S. (2010): Die Vogelwelt des NSG Tongruben nach den Wiedervernässungsmaßnahmen des Fördervereins. Eine Zwischenbilanz 2010. *Collurio* 28: 24-34.
- Schlegel, J.; Weber, U. (2005): Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Schlussbericht Untersuchungszeitraum 1994 – 2004. Verein Pro Riet Rheintal, www.pro-riet.ch, Abruf 28.10.2011
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2006): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 7: Pfützen und Tümpel. www.birdlife.ch/pdf/tuempel.pdf, 14.3.2011
- Sternberg, K. (1999): Populationsökologie und Ausbreitungsverhalten. In: Sternberg, K.; Buchwald, R. (1999, Hrsg.): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- Sternberg, K.; Buchwald, R.; Höppner, B.; Hunger, H.; Rademacher, M.; Röske, W.; Schiel, F.-J.; Schmidt, B. (1999): Libellenlebensräume im Gewässermanagement. In: Sternberg, K.; Buchwald, R. (1999, Hrsg.): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer-Verlag, Stuttgart. S. 53-64.
- Wildermuth, H. (1986): Die Auswirkungen naturschutzorientierter Pflegemaßnahmen auf die gefährdeten Libellen eines anthropogenen Moorkomplexes. *Natur und Landschaft* 61 (2): 51-55
- Zettelmeyer, W. (1986): Die Bedeutung der Kleingewässer für den Biotop- und Artenschutz. *Mitteilungen der Faunistischen Arbeitsgemeinschaft Weserbergland* 1986 (3/4): 185-194.

1.2 Baumpieper (*Anthus trivialis*)

Baumpieper *Anthus trivialis* ID3

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Baumpieper legt sein Nest am Boden meist unter Grasbulten, Zwergsträuchern, Farnen o. a. Stauden oder unter Gehölzen an (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 593). Da häufig instabile Biotope besiedelt werden (Windwürfe, Kahlschläge, Aufforstungs-, Brachflächen), ist die Brutplatztreue mehrjähriger Vögel nicht stark ausgeprägt, die Gebietstreue kann jedoch hoch sein (ebd. S. 592). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Baumpieper können sowohl auf Bäumen als auch auf dem Boden nächtigen, wobei die Weibchen während der Brutzeit auf dem Nest übernachten (PÄTZOLD 1990). Die Ruhestätte der Altvögel entspricht der Fortpflanzungsstätte. Jungvögel, zum Teil auch Altvögel nach der Brutzeit, nutzen ab Juli gemeinsame Schlafplätze, die über mehrere Jahre hinweg bestehen können und auf denen sich mitunter mehr als 100 Individuen ansammeln; dies sind meist Kahlschläge mit dichter Grasvegetation oder bis zu vierjährige Aufforstungen (PÄTZOLD 1990). Diese werden bei regelmäßiger Nutzung mit einem störungsarmen Puffer als Ruhestätte abgegrenzt.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Baumpieper ist Brutvogel in offenem bis halb offenem Gelände mit hohen Singwarten (Bäume, Sträucher) und gut ausgebildeter, reich strukturierter Krautschicht. In einer Untersuchung im Kreis Soest (LOSKE 1987b) tolerierte der Baumpieper eine Baumschichtdeckung bis max. 80 %; ca. 88 % der Reviere wiesen Deckungsgrade von bis zu 60 % auf. Baumischbestände verschiedener Altersklassen wurden gemieden, Reviere mit einem hohen Eichenanteil bevorzugt. 80 % der Reviere wiesen Strauchschicht-Deckungsgrade unter 30 % auf. Habitate mit einer Krautschicht-Deckung bis 50 % waren ungeeignet; in 50 % der Reviere deckte die Krautschicht (vorzugsweise Bultengräser) > 90 % der Fläche. Am häufigsten lagen Nester unter Bulten von Landreitgras und Wald-Zwenke. Typische Brutgebiete sind: aufgelockerte, sonnige Waldränder (gerne am Rand von Abgrabungen), Lichtungen, Kahlschläge, junge Aufforstungen, Heide- und Moorflächen mit Einzelgehölzen, lichte Laub- und Nadelwälder, Auwälder, Feldgehölze und Streuobstbestände mit Bracheanteilen (BAUER et al. 2005 S. 474, MILDENBERGER 1984, S. 193). Die Nahrung besteht überwiegend aus Insekten (BAUER et al. 2005 S. 474). Zur Nahrungssuche wird kurzwüchsige Vegetation bevorzugt (MEURY 1991). Die Nahrungssuche erfolgt v. a. am Boden auf Flächen mit kurzer oder schütterer Vegetation, aber auch in Bäumen oder höheren Sträuchern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 601). Sie kann auch außerhalb der Brutreviere oder in Nahrungsrevieren erfolgen (BAUER et al. 2005 S. 474).
- Geeignete Standorte für den Baumpieper finden sich vor allem magere Böden.
 - LOSKE (1987a) beschreibt, dass nordexponierte Waldränder gemieden werden; HÜBNER (2009) konnte in der Wahner Heide bei Köln keine Meidung nordexponierter Waldränder feststellen, es konnte lediglich ein statistisch nicht signifikanter Trend zur Meidung westexponierter Waldränder festgestellt werden. KESSLER (1995) konnte keine Bevorzugung bestimmter Hang- oder Waldrandexpositionen feststellen.
 - LEGGE (2009) beschreibt eine Zunahme des Baumpieperbestandes in einem NSG im Hochsauerlandkreis infolge von Pflegemaßnahmen. Diese führten zu einer Zunahme vegetationsarmer und -freier Bodenstellen bei gleichzeitig für die Art ausreichendem Baumbestand.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Da häufig instabile Biotop besiedelt werden (Windwürfe, Kahlschläge, Aufforstungsflächen), ist die Brutplatztreue mehrjähriger Vögel nicht stark ausgeprägt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 593). Z. B. besetzten in Mittelwestfalen (nur Kahlschläge und lichte Eichenbaumhölzer) von 50 wiedergefangenen Männchen in späteren Jahren 70% dasselbe Revier, die übrigen führten Umsiedlungen über 50–1300 m durch (ebd. nach LOSKE). Aufgrund der hohen Gebietstreue (BAUER et al. 2005 S. 475) und teilweiser Revier- und Geburtsortstreue (MEURY 1989, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 593, VAN HELKE 1981) sollten die Maßnahmen jedoch idealerweise in der Nähe bereits bestehender Vorkommen bzw. im Umfeld der betroffenen Reviere durchgeführt werden (bis ca. 1 km).
 - Starke Verinselung potenzieller Brutbiotop kann möglicherweise zu sehr losem Paarverband führen. So wurde in einem während 14 Jahren besetzten isolierten Revier nie ein Ersatzgelege eines erfolglos brütenden Weibchens gefunden; solche Weibchen siedelten regelmäßig um, während sich das reviertreue Männchen neu verpaarte. Territoriale Männchen versuchten in der durch starke Verinselung geeigneter Habitats gekennzeichneten Kulturlandschaft des Aargauer Reuštales (Schweiz) gleichzeitig mehr als ein Revier zu behaupten, was zu sukzessiver Bigynie und Umsiedlungen zwischen potenziellen Brutinseln führen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 592, VAN HELKE 1981).

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Auflichtung von Wäldern / Waldrändern und Anlage von Krautsäumen (W2.1, W4.1, O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Baumpieper bevorzugt eine halboffene, strukturierte Landschaft in sonniger Lage mit Sing- und Beobachtungswarten, Waldrandnähe und lückiger Vegetation. In der Maßnahme werden bestehende, dichte und einschichtige Wälder und Waldränder durch Auflichtungen und Strukturierungen in der Gehölz- und Krautschicht für den Baumpieper optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Optimierungsfähige Waldstandorte (z. B. dichte oder strukturelle arme Bestände, wenig strukturierte Waldränder) auf mageren bis mittleren Standorten. Keine wüchsigen Standorte, die eine hohe und dichte Krautschicht ausbilden (LOSKE 1999). Günstig sind z. B. nährstoffarme Kiefernwälder, Moorwälder, Eichen-Birkenwälder, Ränder von Abgrabungsbereichen.
- Keine Strukturierungen an anderweitig naturschutzfachlich bedeutsamen Standorten

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Auflichtung von dichten, wenig strukturierten Waldbeständen: Mindestgröße der Auflichtung 1 ha, Absenkung des Bestockungsgrades bis ca. 0,3.
- Deckungsgrad der Krautschicht > 50 %, Wechsel von bultigen Gräsern (z. B. Wald-Zwenke) oder Einzel-Stauden zur Nestanlage und kurzrasigen Bereichen zur Nahrungssuche. Schaffung von mindestens kleinflächigen Rohbodenstandorten durch Abschieben des Oberbodens, Fräsen, Einbeziehen von (Wege-) Böschungen o. ä. Ungeeignet sind Dominanzbestände von Brennnessel, Kletten-Labkraut o. a. hochwüchsigen Stauden und Kräutern (LOSKE 1999).

- Weiterhin können auch (in anderem Rahmen angelegte) junge Aufforstungsflächen in die Maßnahmenkonzeption einbezogen werden. Diese weisen allerdings lediglich eine temporäre Eignung auf. Aufforstungen im Alter von 2-5 Jahren werden nach BURTON (2009) gegenüber älteren Beständen bevorzugt und sind ab ca. 6-10 Jahren wegen zunehmendem Dichtewuchs der Gehölze nicht mehr oder nur noch eingeschränkt besiedelbar (BURTON 2009, CHRISTEN 1989, LOSKE 1999, WEISBACH 1997).
- Offenhalten von ggf. vorhandenen Leitungstrassen, Lagerstreifen u. a. (LWF 2009 S. 20).
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach REICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auffichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen. Beachtung der Artansprüche des Baumpiepers (s. o.).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung und Verhindern der Sukzession je nach Wüchsigkeit des Standortes. Erhalt von kurzrasigen, lückigen Bereichen sowie von (Gras-) Bulten. Verhindern des (flächigen) Aufkommens von Problemarten wie Brennnessel, Labkraut, Adlerfarn und Brombeere.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Auffichtungsmaßnahmen dürfen nicht zu einer starken Ausbreitung von Brennnessel, Knoblauchs-Rauke, Kletten-Labkraut o. a. in der Krautschicht führen, da der Baumpieper derartige Bestände verlässt (LOSKE 1999).
- Zielkonflikte mit anderen bedeutsamen (Wald-) Arten beachten.
- Unter der Voraussetzung ausreichend großer, bewirtschaftungsfähiger Flächen kommt auch die Offenhaltung mittels (Wald-)Weide in Betracht. Dann sind mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auffichtungen vorhandener Gehölzbestände kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren nach Durchführung der Pflegemaßnahme. Baumpieper sind in der Lage, sofort oder innerhalb weniger Jahre ähnliche Habitate wie Windwürfe zu besiedeln (PÄTZOLD 1990, HÜBNER 2009, PAUL 2010, RÜCKRIEM et al. 2009, KESSLER 1995, BURTON 2009).
- Bei Notwendigkeit von Ausmagerungen nährstoffreicher Standorte ist im Regelfall eine längere Zeitdauer bis zur Wirksamkeit nötig.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Maßnahme wird z. B. von LWF (2009 S. 20) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme ist jedoch entsprechend der Artökologie plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

2. Neuanlage von Baumhecken oder Einzelbäumen (O3.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Gehölze sind für den Baumpieper v. a. als Sitz- und Singwarten von Bedeutung. Innerhalb ausgeräumter Landschaftsbereiche werden durch die Anlage von Baumhecken oder mehreren Einzelbäumen geeignete Strukturen geschaffen. Die Maßnahme kann z.B. entlang vorhandener linearer Landschaftselemente (z.B. Gräben, Böschungen) durchgeführt werden. Ggf. sind zudem Maßnahmen in der Krautschicht durchzuführen (Maßnahme: Entwicklung von kurzrasig-strukturierter Krautschicht). Die Maßnahmen können auch bei Renaturierungen von Abgrabungen durchgeführt werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Ausgeräumte Landschaftsbereiche, innerhalb derer, durch die Anlage neuer Gehölzstrukturen und angrenzender Gras- und Krautsäume eine Aufwertung für den Baumpieper zu erreichen ist (alternativ Durchführung in Kombination mit Maßnahme: Entwicklung von kurzrasig-strukturierter Krautschicht).
- Keine wüchsigen Standorte, die eine hohe und dichte Krautschicht ausbilden (LOSKE 1999); alternativ Abschieben des Oberbodens.
- Keine Strukturierungen an anderweitig naturschutzfachlich bedeutsamen Standorten (z. B. mit Vorkommen von Arten, die gegenüber Vertikalstrukturen empfindlich reagieren).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. bzw. mind. 200 m (bei linearer Maßnahme).
 - Bei einer Untersuchung von MEURY (1989 S. 127, Schweiz) betrug die mittlere Heckenlänge in den Revieren mit Hecken 113 m, in solchen mit Waldrändern war die durchschnittliche Waldrandlänge 176 m. Nimmt man Hecken und Waldränder in den Revieren zusammen, ergab sich pro Revier eine durchschnittliche Länge von 200 m.
- Neuanlage von Baumhecken und Einzelgehölzen. Die Baumhecken sollen von lockerem Wuchs sein und mit standortgerechten Baum- und Straucharten angelegt werden. Die Breite soll zwischen mind. 5 und 10 m variieren (inkl. Krautsaum). Eine Bevorzugung bestimmter Baumarten besteht beim Baumpieper nicht, vielmehr kommt es auf die Strukturparameter innerhalb des Reviers an. Zum Anflug an den Neststandort werden tief beastete Laubbäume bevorzugt (LOSKE 1985, zitiert nach PÄTZOLD 1990) Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Sofern nicht vorhanden, ist die Hecke in Kombination mit einem mind. 3-5 m breiten Saumstreifen anzulegen (PFISTER et al. 1986). Der Saum ist einmal pro Jahr oder alle 2 Jahre abschnittsweise ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes.
- Die Wartendichte bei Einzelbäumen soll so beschaffen sein, dass im Radius von 50 m um die potenziellen Neststandorte jeweils auf mindestens 2 Seiten Warten vorhanden sind (MEURY 1998).
- Einbeziehen aller ggf. bereits vorhandenen Einzelelemente (z. B. vorhandene Einzelbäume).

- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der neu angepflanzten Gehölze

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahme kann sich negativ auf gegenüber Vertikalstrukturen empfindliche Brutvögel des Offenlandes auswirken (z.B. Kiebitz, Feldlerche).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Höhe der Bäume spielt für den Baumpieper im Verhältnis zur Artendichte und Beschaffenheit der Krautschicht eine untergeordnete Rolle, sofern eine Eignung als Ansitzwarte gegeben ist (ab ca. 2-3 m Höhe). Aufforstungen werden ab ca. dem 2. Jahr besiedelt (s.o.). Auch Kurzumtriebsplantagen können bei halboffener Ausprägung besiedelt werden (GRUSS & SCHULZ 2011 S. 200). Allerdings werden in der Maßnahme keine den flächigen (Nadelholz-) Aufforstungen oder Kurzumtriebsplantagen vergleichbaren Gehölzanpflanzungen durchgeführt, sondern gezielte Anlagen von standortsangepassten (Laub-) Gehölzen (Einzelgehölze oder Baumhecke). Bis zum Entstehen eines für den Baumpieper geeigneten Habitates entsprechend der vorgeschlagenen Maßnahme, wird im Regelfall eine Wirksamkeitsdauer von > 10 Jahren veranschlagt.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen weisen im Regelfall erst ab ca. 10 Jahren eine Eignung für den Baumpieper auf.
- Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „mittel“ bewertet (Expertenworkshop 9.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

3. Entwicklung von kurzrasig-strukturierter Krautschicht (O1.1, O4.2, O4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Baumpieper legt sein Nest meist an (Gras-) Bulten an. Kurzrasige Bereiche in der Krautschicht sind wesentlicher Bestandteil der Nahrungshabitate (LOSKE 1999, MEURY 1989). Zur Schaffung von Nist- und Nahrungshabitaten werden in Bereichen, wo lediglich die Krautschicht für den Baumpieper suboptimal ausgeprägt ist, möglichst nährstoffarme Gras- und Krautfluren entwickelt, z.B. extensiv genutztes Grünland oder Heiden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Keine wüchsigen Standorte, die eine hohe und dichte Krautschicht ausbilden (LOSKE 1999); alternativ Abschieben des Oberbodens. Günstig sind z. B. verbrachte Heideflächen oder Halbtrockenrasen.
- Standorte unmittelbar angrenzend (ca. 50 m, HÜBNER 2009) an lichte Waldränder oder Feldgehölze und Baumhecken, bei denen lediglich die Beschaffenheit der Krautschicht eine Besiedlung durch den Baumpieper verhindert. Gehölze als Warten im Umkreis von 50 m sollen auf mindestens zwei Seiten vorhanden sein (MEURY 1989). Alternativ Durchführung in Kombination mit Maßnahme: Neuanlage von Baumhecken oder Einzelbäumen.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland und in LANUV (2010). Weiterhin sind die artspezifischen Ansprüche des Baumpiepers zu beachten: Deckung der Krautschicht mind. 50 %, lückig-kurzrasige Ausprägung zur Nahrungssuche / Anflugstelle und Vorhandensein von nach oben Sichtschutz bietenden (Gras-) Bulten o. a. hochwüchsigen, krautigen Stellen als Nisthabitat (MEURY 1989, 1991, LOSKE 1999). Durchführung von Mosaik-Mahd oder Beweidung z. B. mit Schafen und Ziegen.
- Entlang von (Baum-) Hecken sind mind. (3-) 5 m breite Krautsäume anzulegen (PFISTER et al. 1986). Diese sind einmal pro Jahr ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Grünland-, Brache- oder Heidestrukturen sind dauerhaft durch entsprechende Pflegemaßnahmen (s.o.) zu erhalten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren, bei Notwendigkeit einer vorigen Ausmagerung auch länger.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind je nach standörtlichen Verhältnissen kurz- bis mittelfristig entwickelbar.
- Ähnliche Maßnahmentypen werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 474: gestaffelte Mahd) empfohlen. Konkrete wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch berichten NEUMANN & RUF (2011, Schleswig-Holstein) von einem bestandssteigernden Effekt einer Ganzjahresbeweidung im Verhältnis zu konventionell genutztem Grünland. Die Vegetationsentwicklung und die Dichte der Krautschicht zur Brutzeit sind von großer Bedeutung für den Baumpieper. MEURY (1989, 1991) beobachtete im Aargauer Reusstal (Schweiz), dass die Art Flächen mit dichter Vegetation bei der Nahrungssuche meidet, auch wenn dort genügend Nahrung vorhanden war. Wiesentypen mit größerer Nahrungsvielfalt und weniger dichter Vegetation wurden bevorzugt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund vorliegender Angaben als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch**Fazit:** Für den Baumpieper besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.**Quellen:**

LWF Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft (2009): Erhaltungsmaßnahmen für walddrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). <http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-walddrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf>, Abruf 15.12.2009.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag Wiebelsheim.

Burton, N. H. K. (2009): Reproductive success of Tree Pipits *Anthus trivialis* in relation to habitat selection in conifer plantations. *Ibis* 151: 361-372.

Christen, W. (1989): Veränderungen des Brutvogelbestandes einer Jungwaldfläche zwischen 1982 und 1989. *Ornithologischer Beobachter* 86: 329-336.

Glutz v. Blotzheim, A. N. & K. M. Bauer (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 10/II. Passeriformes (1. Teil) Motacillidae – Prunellidae. Genehmigte Lizenzausgabe eBook, 2001. Wiesbaden.

Gruss, H.; Schulz, U. (2011): Brutvogelfauna auf Kurzumtriebsplantagen. Besiedlung und Habitateignung verschiedener Strukturtypen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43 (7): 197-204.

Hübner, A. (2009): Die Habitatwahl des Baumpiepers *Anthus trivialis* – eine Analyse mittels GIS. *Vogelwarte* 47: 165-170.

Kessler, D. (1995): Erneute Bestandskontrolle des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) in der Verbandsgemeinde Naussau. *Fauna und Flora Rheinland-Pfalz, Beiheft* 15: 141-149.

Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Legge, H. (2009): Brutbestandserfassung von Baum- *Anthus trivialis* und Wiesenpieper *A. pratensis* im NSG „Neuer Hagen“ im Jahr 2007. *Charadrius* 45: 219-224.

Loske, K. H. (1987a): Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) in Mittelwestfalen. – *Ökol. Vögel* 7: 135-154.

Loske, K. H. (1987b): Habitatwahl des Baumpiepers (*Anthus trivialis*). *Journal für Ornithologie* 128: 33-47.

Loske, K.-H. (1999): Bestandsrückgang des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) in Mittelwestfalen – Folge der Ausbreitung der Brennessel (*Urtica dioica*) in Waldökosystemen? *LÖBF-Mitteilungen* 1/99: 23-31.

Meury, R. (1989): Siedlungsdichte und Raumnutzung des Baumpiepers *Anthus trivialis* im inselartig verteilten Habitat des aargauischen Reusstals. *Der Ornithologische Beobachter* 86, Heft 2: 105-135.

Meury, R. (1991): Zur Nahrungsökologie des Baumpiepers *Anthus trivialis* in einem Landwirtschaftsgebiet des schweizerischen Mittellandes. *Der Ornithologische Beobachter* 88: 57-72.

Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes* Heft 19-21. Düsseldorf.

Neumann, H.; Ruf, M. (2011): Brutvogelbesiedlung „Wilder Weiden“ in Schleswig-Holstein. *Vogelwelt* 132: 35-44.

Paul, S. (2010): Welchen Nutzen hat der Sturm? Ergebnisse einer Brutvogelerfassung auf ausgesuchten waldschadensflächen im Reinhäuser Wald bei Göttingen. www.ornithologie-göttingen.de, abgerufen am 28.02.2011

Pätzold, R. (1990): *Der Baumpieper*. 1. Aufl., Wittenberg-Lutherstadt.

Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B.; Blum, H. (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchgrasmücke und Gartengrasmücke. *Ornithologischer Beobachter* 83: 7-34.

- Reichert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. Berichte ANL 16: 123-160
- Rückriem, C., Steverding, M. & D. Ikemeyer (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach § 42 BNatSchG im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur & Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Van Helke, P. (1981): Ortstreue, Altersaufbau und Mortalität einer Population des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*). Journal für Ornithologie 122: 23-35.
- Weisbach, K. (1997): Beobachtungen zur Besiedlung einer Kahlschlag- und Wiederaufforstungsfläche in der Dübener Heide durch Vögel. Actitis 32: 45-55.

1.3 Beutelmeise (*Remiz pendulinus*)

Beutelmeise *Remiz pendulinus* ID 111

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Beutelmeisen legen ihre Nester jedes Jahr neu an. Das Fortpflanzungsverhalten ist kompliziert (s. u.). Als Fortpflanzungsstätte wird das besetzte Nest mit einer störungsarmen Umgebung von 100 m (planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz nach GASSNER et al. 2010: 195) abgegrenzt. Sofern das besetzte Nest nicht bestimmbar ist, kann hilfsweise der geeignete Bestand in einem Umfang von bis zu 2 ha um den Aktionsraum-Mittelpunkt abgegrenzt werden.

Ruhestätte: Außerhalb der Brutzeit nächtigen Beutelmeisen in dichten Schilf-, Weiden- und Rohrkolbenbeständen und bilden mitunter große Schlafplatzgesellschaften. Auch in der Nähe der angefangenen Nester vorhandene, letztjährige Nester werden als Schlafplatz verwendet. Mit Fertigstellung des Nests bleibt der Altvogel über Nacht im Nest. Auch flügge Jungen nächtigen noch wochenlang im Nest (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993: 1053). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Zur Ruhestätte gehören weiterhin traditionell genutzte Rast- und Schlafplatzgemeinschaften. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Beutelmeise ist Brutvogel in dichten Busch- und meist lichten, sonnendurchschienenen Baumbeständen, v. a. in Weiden), von Verlandungszonen, Bruchwäldern, Flussauen, Fischteichen, Rieselfeldern, aufgelassenen Kies-, Ton- und Braunkohlegruben oder entlang von Bewässerungsgräben. Im Regelfall ist eine reiche vertikale Strukturierung der Vegetation mit ausreichend Deckung bereits im Frühjahr vorhanden (BAUER et al. 2005: 95).
- Bevorzugte Habitatstrukturen sind neben Wassernähe das Vorkommen von (Einzel-) Bäumen und Sträuchern mit elastischen Zweigen (v. a. Sandbirke, Baumweide) als Neststandort und das Vorhandensein von Weidengebüsch, Pappeln, Rohrkolben, Schilf, Großseggen, Brennessel oder Hopfen als Nahrungshabitat und Nistmaterialquelle (SÜDBECK et al. 2005: 620).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Fortpflanzungsverhalten der Beutelmeise ist kompliziert. Der Paarzusammenhalt besteht oft nur ab Fertigstellung des Nests bis zur Eiablage. Polygynie und Polyandrie sind nachgewiesen. Auch innerhalb der Brutzeit kann es zu Umsiedlungen kommen, z. B. wenn das Männchen nach dem Legen vom Weibchen vertrieben wird und an anderer Stelle ein neues Revier gründet (LANIS RLP o. J.; SÜDBECK et al. 2005: 621). Ein territoriales Verhalten zeigt die Beutelmeise nur im Bereich bis 10 m ums Nest (BAUER et al. 2005: 96).
- FLADE (1994: 544) gibt einen Raumbedarf zur Brutzeit von < 2 bis > 5 ha an, weitere Quellen zum Raumbedarf liegen nicht vor.

Maßnahmen

1. Förderung von Röhrichten (G3.5), Wiedervernässung von Feuchtgebieten (G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden für die Beutelmeise suboptimal ausgeprägte Habitats (z. B. verlandete Röhrichte, zu kleine Röhrichte) optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens).
- Verlandende Röhrichte (Schilf, Rohrkolben) in Kombination mit für die Nestanlage geeigneten Bäumen (v.a. Baumweiden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße (Orientierungswerte pro Brutpaar): Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Als Orientierungswert für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes werden mind. 2 ha empfohlen. Weiterhin muss die Maßnahme die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Förderung bestehender Röhrichte z. B. durch a) Vernässung in trockenen, verlandungsgefährdeten Röhrichtern, b) Auszäunung von Röhrichtern als Schutz vor Beweidung z. B. durch Rinder, Gänse sowie Wildschweine; c) in Gebieten mit Schilfmahd Unterlassung der Schilfmahd; d) Anlage von Schutzeinrichtungen für Röhrichte (z.B. Lahnungen zur Wellendämpfung, Treibgut-Schutzzäune, Sedimentfangkassetten: OSTENDORP 1993: 256).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Sicherung eines ausreichenden Wasserstandes
- Störungsberuhigung in der Brutzeit (April bis August)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Nach GRÜNEBERG et al. (2009: 133) erfolgt die spontane (Wieder-) Ausbreitung geschädigter Röhrichte meist so langsam, dass Röhrichtpflanzungen sinnvoll sind. Sofern die Ausbreitung des Röhrichts nicht mit hoher Wahrscheinlichkeit aufgrund von z. B. bisheriger Mahd / Beweidung der Flächen angenommen werden kann, ist die Maßnahme mit der Neuanpflanzung von Röhrichtern (Maßnahme 2) zu kombinieren.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Für Fördermaßnahmen zur Ausbreitung von Röhrichtern wird eine Wirksamkeit innerhalb von 2 bis 5 Jahren ausgegangen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Artökologie ist gut bekannt.
- Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.
- Maßnahmen zur Förderung von Röhrichten werden z. B. von KIEL (2007: 176) und LANUV (2010) empfohlen. Insgesamt liegen nach Literaturanalyse jedoch relativ wenige Angaben zu Maßnahmen für die Beutelmeise vor, konkrete dokumentierte Wirkungskontrollen fehlen. Daher wird nur eine mittlere Eignung vergeben.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)

2. Renaturierung von Fließgewässern mit ihren Auen (G3, G4, G5); Steuerung der Sukzession an Stillgewässern (G6.3, G6.4); Neuanlage von Röhricht (G3.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Renaturierung von Fließgewässern mit ihren Auen oder der Steuerung der Sukzession an Stillgewässern werden für die Beutelmeise günstige Habitate geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Aufwertung fähiger (z. B. begradigter) Fluss und / oder aufwertungsfähige (z. B. verlandete oder intensiv genutzte) Aue; junges Stillgewässer mit umfangreicher Verlandungszone, die noch aus Pioniervegetation besteht.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße (Orientierungswerte pro Brutpaar): Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Als Orientierungswert für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes werden mind. 2 ha empfohlen. Weiterhin muss die Maßnahme die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Fließgewässer: Renaturierung von dynamischen Auenbereichen mit ausgedehnten Ufergehölzen der Weichholzaunen und Röhrichtbeständen, z. B. Zurücklegen von Deichen, Reaktivierung von Mäandern und alten Gewässerläufen, Anbindung an Altarme, Anlegen von Senken (z. B. BMUB 2015).
- Stillgewässer: Schutz von Verlandungszonen an Gewässern, z. B. stillgelegter Abbaugruben (VEIT 1995: 9; MAHLER 1997: 226).
- Ggf. Anpflanzen von standorttypischen Ufergehölzen (v.a. Silberweide) als Nistbäume für die Beutelmeise.

- Neuanlage von Röhrichten (sofern eine selbständige Etablierung im Zuge der Maßnahme nicht sichergestellt ist): Bei der Neuanlage von Röhricht (Rohrkolben, Schilf) ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (JEDICKE 2000: 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z. B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993: 227, OSTENDORP 2009: 133 f.).
 - Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001: 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeufer-Röhrichten zeigten, dass sich Schilfklone unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (WICHTMANN & TIMMERMANN 2001: 494 f.)
 - WICHTMANN & SUCCOW (2001: 179) berichten von einer Rohrkolbenanpflanzung auf ca. 8 ha mit 120.000 Jungpflanzen. Optimale Wasserstände für Rohrkolbenröhrichte liegen bei 20 bis 150 cm über Flur. Ob sich durch Anpflanzung dauerhaft stabile Rohrkolbenbestände etablieren lassen, sei aufgrund ungenügender Erfahrungen noch unsicher.
 - Zum Schutz der Jungpflanzen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Erhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z. B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Sicherung eines ausreichenden Wasserstandes.
- Flache Gewässer unterliegen einer raschen Verlandung und müssen je nach Verlandungsgeschwindigkeit geräumt werden (Durchführung im Winter außerhalb der Brutzeit).
- Störungsberuhigung in der Brutzeit (April bis August)

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Neuanlage von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung wird von einem Zeitraum von bis zu 5 Jahren ausgegangen, bis der für die Beutelmeise notwendige Zustand erreicht wird (in Anlehnung an MKULNV 2013, Steckbrief Wasserralle).
- Neuanpflanzung von für die Beutelmeise geeigneten Nistbäumen (z. B. Silberweide): Langfristige Wirksamkeit > 10 Jahre.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Artökologie ist gut bekannt.

- Je nach Ausgangsbestand ist eine kurz- bis langfristige Zeitdauer bis zur Wirksamkeit anzunehmen.
- Maßnahmen zur Schaffung von Feuchtgebieten / Renaturierung von Auen werden von z. B. BAUER et al. (2005: 96); LANUV (2010) und KIEL (2007: 176) genannt. Insgesamt liegen nach Literaturanalyse jedoch relativ wenige Angaben zu Maßnahmen für die Beutelmeise vor, konkrete dokumentierte Wirkungskontrollen fehlen. Daher wird nur eine mittlere Eignung vergeben.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären und dabei Zeitdauer beachten)

Fazit: Für die Beutelmeise stehen je nach Ausgangssituation kurzfristig bis langfristig wirksame Maßnahmentypen zur Verfügung. Aufgrund von wenigen Kenntnissen zu artspezifischen Maßnahmen für die Beutelmeise besteht nur eine mittlere Eignung. Eine Eignung als FCS-Maßnahme ist gegeben, die Eignung als CEF-Maßnahme ist im Einzelfall zu klären.

Quellen:

Akers, P.; Allcorn, R. I. (2006): Reedbed creation through excavation of dry grassland and infilling of former gravel workings at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. *Conservation Evidence* 3: 94-95.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

BMUB / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Den Flüssen mehr Raum geben Renaturierung von Auen in Deutschland, 59 S. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/auen_in_deutschland_bf.pdf. Abruf 12.01.2016.

Fiselius, B.; Hemm, K.; Schäfer, C.; Seip, S. (1995): Lebensraum Röhricht. Ökologische Bedeutung, Gefährdung, Schutz. Broschüre, herausgegeben vom Naturschutzzentrum Hessen und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie. Wetzlar, 36 S.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung.

Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13/2. Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Kleiber, Mauerläufer, Baumläufer, Beutelmeisen, Pirole, Würger. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 998-1068.

Grüneberg, B.; Ostendorp, W.; Leßmann, D.; Wauer, G.; Nixdorf, B. (2009): Restaurierung von Seen und Renaturierung von Seeufern. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum akademischer Verlag Heidelberg, S. 125-151.

Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. RSPB, Sandy, UK.

Herrmann, B.; Seidel, V.; Schwarz, A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. *Limnologie aktuell* 5: 207-216.

Kiel, E.-F. (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen - Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen - Teil 3, S. 155-213. Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Mahler, S. (1997): *Remiz pendulinus* Linnaeus, 1758 Beutelmeise. In Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs. Singvögel 2: 215-226. Ulmer-Verlag, Stuttgart.

Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (5): 129-139.

Kümmerlin, R. E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. *Limnologie aktuell* 5: 217-227.

- LANIS RLP / Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz: <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V002>. Abruf 19.05.2016.
- LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Naturschutz-Fachinformationssystem NRW. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/kurzbeschreibung/102948>. Abruf 19.05.2016.
- LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.
- MKULNV NRW (2013): Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ für die Berücksichtigung artenschutzrechtlich erforderlicher Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen. Forschungsprojekt des MKULNV Nordrhein-Westfalen (Az.: III-4 - 615.17.03.09). Bearb. FÖA Landschaftsplanung GmbH (Trier): J. Bettendorf, R. Heuser, U. Jahns- Lüttmann, M. Klußmann, J. Lüttmann, Bosch & Partner GmbH: L. Vaut, Kieler Institut für Landschaftsökologie: R. Wittenberg. Schlussbericht (online).
- ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. <http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html>, Abruf 28.4.2011.
- Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280.
- Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.
- Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.
- RSPB / Royal Society for the Protection of Birds (1990): Gravel pit restoration for wildlife –a practical manual. RSPB, Bedfordshire, UK.
- Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotop. Vogel und Umwelt 5: 137-141.
- Südbeck, P. ; Andretzke, H.; Fischer, A.; Gedeon, K.; Schikore, S.; Schröder, K.; Sudfeldt, C. (Hrsg. 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten und des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten. e.V. DDA Verlag, 792 S.
- Wichtmann, W.; Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentieranlage Biesbrow (Randow-Welse-Flußmoor). In Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 492-497.
- Wichtmann, W.; Succow, M. (2001): Landnutzung. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 177-184.
- Veit, W. (1995): Beutelmeise *Remiz pendulinus* (Linné 1758). In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen. 2. Lieferung, 11 S.
- White, G.J., & Gilbert, J.C. (eds) (2003): Habitat creation handbook for the minerals industry. RSPB, Sandy, UK.

1.4 Bienenfresser (*Merops apiaster*)

Bienenfresser *Merops apiaster* ID 112

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Bienenfresser brütet meist in Kolonien in selbst gegrabenen Röhren in Abbruchkanten aus Sand-, Erd- und Lößwänden. Als Fortpflanzungsstätte wird die besetzte Brutwand und eine störungsarme Umgebung im Umkreis von bis zu 120 m abgegrenzt (planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz nach GASSNER et al. 2010: 193).

Ruhestätte: Der Bienenfresser nächtigt normalerweise auf Gemeinschaftsschlafplätzen in Baumgruppen, zur Brutzeit auch manchmal in Höhlen (BAUER et al. 2005: 762). Die Gemeinschaftsschlafplätze sind Bestandteil der Ruhestätte, darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Sonnige, offene, abwechslungsreich strukturierte Landschaften (BAUER et al. 2005: 762).
- Anlage der Nesthöhlen in sandigen trockenen Böden oder Löss (BAUER et al. 2005: 762). In Rheinland-Pfalz dienen neben Lösswänden meist von Menschenhand geschaffene, häufig noch bewirtschaftete Kies-, Sand- und Klebsandgruben als Brutlebensraum. Bevorzugt werden sonnenbeschienene (südexponierte) Steilwände mit freiem Anflug (BASTIAN & BASTIAN 2016: 752).
- Jagd- und Ruhewarten in unmittelbarer Nähe der Brutplätze (einzeln stehende Bäume, hochwachsende Sträucher, Zäune, Stromleitungen (BASTIAN & BASTIAN 2016: 752).
- Baumgruppen oder kleine Feldgehölze als Schlafplatz (BASTIAN & BASTIAN 2016: 752).
- Nahrungshabitate: Brachen, Wiesen, Heckensäume, Gewässer, Agrarflächen (BASTIAN & BASTIAN 2016: 752). Wichtige Nahrungstiere sind Hummeln, Wespen und Bienen, weiterhin auch Libellen und Schmetterlinge (ebd.: 766).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Nahrungserwerb erfolgt im Umkreis von 200-500 (4.000) m (FLADE 1994: 545)
- Ansiedlungs- und Umsiedlungsentfernungen können stark streuen. Ein Großteil der Bienenfresser nisten zwar in der Kolonie des Vorjahres bzw. in einem Umfeld von bis zu 3 km entfernt, Umsiedlungen von > 10 km treten aber regelmäßig auf. Dies entspricht dem Charakter einer Pionierart, die bei Verlust des letztjährigen Brutstandorts benachbarte Habitate besiedelt (BASTIAN et al. 2013: 881f.). Für eine langfristige Bindung an ein Gebiet ist es aber vorteilhaft, wenn in der näheren Umgebung der bewohnten Steilwand weitere Alternativen zur Verfügung stehen (BASTIAN & BASTIAN 2016: 754).

Maßnahmen

1. Anlage von Nisthilfen (Av1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bienenfresser brüten meist in Abbruchwänden aus Sand, Löß oder Erde. Durch die Maßnahme wird das Angebot an Fortpflanzungsstätten durch Schaffung geeigneter Brutwände erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Steilwand (bzw. Möglichkeit zur Schaffung von Steilwänden), geeignetes Substrat (sandig-lehmig bis humos; ungeeignet sind grobe Kies- oder Schotterböden sowie lockerer, feinsandiger Boden); ggf. im Rahmen der Maßnahme herzustellen.
- Sonnige Lage, bevorzugt Südexposition.
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von bis zu 500 m zum Maßnahmenstandort vorhanden (oder über Maßnahme 2 herzustellen).

Anforderungen an Qualität und Menge

- Neuanlage von Brutstandorten:
 - Im Regelfall Schaffung von Abbruchkanten z. B. in Tagebauflächen, an Prallhängen und Steilufern. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. ORTLIEB (2005: 14) gibt eine Länge von 5 bis 8 m und eine Höhe von 1,5 bis 2 m an; LANUV (2010) empfiehlt als Maße eine Länge von 15-30m und eine Höhe von > 2m. Je höher die Brutwand ist, desto besser ist sie v. a. vor natürlichen Störungen z. B. durch Marder oder Fuchs geschützt (SCHMOLZ 2010: 47). Gewährleistung freier Anflugmöglichkeit.
 - Im begründeten Einzelfall können alternativ auch längliche Haufen künstlich angelegt und z.B. mittels Planierdraht verfestigt werden (Ortlieb 2005: 14), Maße ansonsten wie oben. Der Haufen soll so breit angelegt werden, dass die künstliche Steilwand mind. 2 m Grabmöglichkeit zur Anlage der Brutröhre bietet (Länge der vom Bienenfresser gegrabenen Niströhren 80 bis 150 cm, BASTIAN & BASTIAN 2016: 764).
- Pflege suboptimaler Brutplätze, z. B. vergraster oder zugewachsener Abbruchkanten durch Freistellung oder neues Abstechen von abgerutschten Hangkanten.
- Zum Schutz vor dem Ausgraben z. B. durch Katzen oder Füchse können die Brutwände durch ein Netz geschützt werden (SCHMOLZ 2010: 47).
- Bei Maßnahmen in Sand- und Lehmgruben: bienenfresserverträgliches Folgekonzept mit Erhalt von Steilwänden (keine Verfüllung oder Abflachung aller Steilwände).
- Auswahl des konkreten Standortes und Durchführung / Koordinierung der Maßnahme durch eine fachkundige Person.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Steilwände sind alle 2-3 Jahre auf Funktionstüchtigkeit zu prüfen und ggf. neu abzustechen sowie von Pflanzenbewuchs zu befreien. Gewährleistung freier Anflugmöglichkeit, ggf. durch Freischneidung.
- Gewährleistung von Störungsfreiheit in der Brutzeit des Bienenfressers (Anfang Mai bis Mitte August).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Spezielle Anforderungen an die Unfallgefahrenverhütung (Steilwand in Bezug auf spielende Kinder) sind zu beachten (Einzäunung o. a.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Der Bienenfresser ist von seiner Artökologie her darauf angewiesen, auch auf schnell sich verändernde (Pionier-) Standorte reagieren zu können. Daher ist die Maßnahme ab der nächsten Brutperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Maßnahmen zur Pflege / zur Neuanlage von Brutwänden werden in der Literatur vorgeschlagen (z.B. BASTIAN et al. 2011: 121, HÖLZINGER & MAHLER 2001: 350; LANUV 2010, Ortlieb 2005: 13). Die Annahme von angelegten Brutwänden (RUPP et al. 2011: 40; TISCHEW et al. 2004: 19; VSE & GNOR 2010: 29) und Erdhaufen (ORTLIEB 2005: 14; BASTIAN & BASTIAN 2016: 752) ist belegt. Die Wirksamkeit wird daher als sehr hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Sehr hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

2. Anlage / Optimierung von Kleingewässern (G1.1), Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1), Brachen (O2.2), Säumen (O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Bienenfresser spielen Großinsekten eine wichtige Rolle als Nahrungstiere. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitate, indem für Nahrungstiere des Bienenfressers günstige Strukturen geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Bienenfressers ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Geeignete Brutstandorte im Umfeld von bis zu 500 m zum Maßnahmenstandort vorhanden (je näher, desto besser).
- Bei Gewässer-Maßnahmen: Räumliche Nähe zu großen und artenreichen Libellenvorkommen sinnvoll, da nur so eine hinreichend schnelle Besiedlung der Gewässer gewährleistet ist (RÜCKRIEM et al. 2009: 92). Orientierungswert max. 2 km (STERNBERG 1999: 124; je näher desto besser). Wasserhaltiger oder wasserundurchlässiger Boden (keine Folienteiche). Zeitweise wasserführende Kleingewässer werden am besten in zu Vernässung neigenden Bodensenken angelegt. Kein (starker) Besatz mit Fischen (Prädation auf Libellenlarven), besonders bei kleinen Gewässern. Windgeschützte Lage.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Orientierungswert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Kolonie insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen.
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Bienenfresser relevanten Nahrungstieren. Da Bienenfresser Bienen, Hummeln und Wespen deutlich bevorzugen (BASTIAN & BASTIAN 2016: 766), soll der Schwerpunkt der Maßnahme auf der Förderung dieser Arten liegen.
- Anlage von Säumen, (Acker-) Brachen oder von strukturiertem Extensivgrünland (mit Mahd oder Beweidung). Ziel ist eine artenreiche Vegetation mit hohem Blütenangebot, die zu einem hohen Aufkommen von Nahrungstieren des Bienenfressers (v. a. Hummeln, Wespen, Bienen) führt. Kein Einsatz von Dünger oder Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.
- Anlage / Optimierung von Gewässern für Libellen als Nahrungstiere des Bienenfressers: Größe der gesamten Wasserfläche > 500 qm, Aufteilung in mehrere Kleingewässer ist möglich. Bezüglich der Neuanlage / Optimierung gelten die allgemeinen Hinweise zur Gestaltung von (Libellen-) Kleingewässern (z. B. Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2006, STERNBERG et al. 1999: 62, WILDERMUTH & KÜRY 2009). Wesentlich sind: Gewährleistung einer dauerhaften Wasserführung in der Zeit der Anwesenheit des Bienenfressers (Mai bis August) auch bei Trockenzeiten; Vorhandensein von Flachwasserbereichen für eine schnelle Erwärmung; Gewährleistung einer ausreichenden Besonnung (> 80 % des Gewässers); Gewährleistung der Flugjagd / Überflugmöglichkeit, Fischfreiheit. Bei angrenzender landwirtschaftlicher Intensiv-Nutzung mind. 10 m breite Pufferstreifen zur Verminderung des Nährstoffeintrags angrenzender Flächen, extensive Nutzung (Mahd) der Pufferflächen.
- Sofern noch nicht vorhanden, Anlage von mind. 2 m hohen Sitzwarten (Pfähle, Einzelgehölze).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Säume, Brachen, Grünland: Die Pflegemaßnahmen sollen eine artenreiche und blütenreiche Vegetation in der Anwesenheitszeit des Bienenfressers (Mai bis August) gewährleisten.
- Gewässer: Es gelten die allgemeinen Hinweise zur Gestaltung / Pflege von (Libellen-) Gewässern (s. o.). Insbesondere ist auf eine ausreichende Besonnung (Pflegeschnitte) und eine Fischarmut (ggf. Elektrofischung) zu achten, weiterhin ggf. abschnittsweise Entkrautung bei starkem Wasserpflanzenaufkommen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Säume, Brachen, Grünland: Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren.
- Bei Gewässerneuschaffung innerhalb von 2 (bis 5) Jahren: Insbesondere Pionierarten und euryöke Arten (z. B. *Aeshna cyanea*, *Libellula depressa*, *Libellula quadrimaculata*, *Orthemtrum cancellatum*) können schon in den ersten Jahren nach Gewässeranlage auftreten (z. B. JUNCK & SCHOOS 1987, NLWKN & Bundesanstalt für Immobilienaufgaben 2009, SCHLEGEL & WEBER 2005, WILDERMUTH 1986, ZETTELMEYER 1986). Eine Bodenständigkeit der Libellen (mehrjähriger Entwicklungszyklus der Larven) ist für die Wirksamkeit nicht zwingend, sondern die Anwesenheit von adulten Libellen (u. a. Großinsekten). Daher kann bei Neuanlage innerhalb von 2 (bis 5) Jahren mit einer signifikanten Aufwertung als Nahrungshabitat für den Bienenfresser gerechnet werden. Bei Optimierungen bestehender Gewässer ist eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren anzunehmen, da bereits ein Ausgangsbestand von Ufervegetation etc. vorhanden ist.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche des Bienenfressers sind gut bekannt.
- Maßnahmen zur Förderung der Nahrungshabitate werden z. B. von BASTIAN & BASTIAN (2016: 766), BAUER et al. (2005: 762), LANUV (2010), ORTLIEB (2005: 14) SCHINDLER (1995: 6) empfohlen. KRÜGER & BERGMANN (2015: 159) geben die hohe Bedeutung von beweideten Flächen als Nahrungshabitat des Bienenfressers an. SCHÄFER (2010: 33) berichtet für den sich ebenfalls v. a. von Großinsekten ernährenden Baumfalken, dass nach Neuanlage / Optimierung ehemaliger Tongruben sich Großlibellen einstellten, die von 1-2 Baumfalken bejagt wurden.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, es gibt aber auch keine negativen Einschätzungen. Daher und aufgrund der kurzfristigen Entwickelbarkeit der benötigten Strukturen ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit: Für den Bienenfresser stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Entwicklung von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

Bastian, A.; Bastian, H.-V.; Weiß, J. (2011): Etablierung des Bienenfressers *Merops apiaster* als Brutvogel in Rheinland-Pfalz. Vogelwelt 132: 113-124.

Bastian, A.; Bastian, H.-V.; Fiedler, W.; Rupp, J.; Todte, I.; Weiss, J. (2013): Der Bienenfresser (*Merops apiaster*) in Deutschland – eine Erfolgsgeschichte. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12 (3): 861-894.

Bastian, H.-V.; Bastian, A (2016): Bienenfresser *Merops apiaster* Linnaeus, 1758. In: Dietzen, C.; Folz, H.-G.; Grunwald, T.; Keller, P.; Kunz, A.; Niehuis, M.; Schäf, M.; Schmolz, M.; Wagner, M. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 3 Greifvögel bis Spechtvögel (Accipitriformes – Piciformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 48: 752-768.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag Eching, 879 S.

Hölzinger, J. und Mahler, U. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Nicht-Singvögel. Band 3: 334-350.

Junck, C.; Schoos, F. (1987): Vergleichende Untersuchung der Libellenfauna in fünf durch Biotopmanagement entstandenen Gewässern. Paiperlek, Letzebuerger Entomologesch Zaitschreft 9 (1): 1-12.

Krüger, T.; Bergmann, M. (2015): Brutvorkommen von Bienenfressern *Merops apiaster* in ehemaligen Seedeichen an der deutschen Nordseeküste. Vogelwelt 135: 151-166.

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): <http://ffh-arten.naturschutzinformationen.nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/schutzziele/102949> Abruf 03.05.2016.

- Ortlieb, R. (2005): Arten- und Biotopschutzmaßnahmen für den Bienenfresser (*Merops apiaster*). Artenschutzreport 18 (2005): 12-15.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Betriebsstelle Lüneburg NLWKN & Bundesanstalt für Immobilienaufgaben Bundesforst – Hauptstelle Wense (2009): Life-Natur-Projekt Große Pflanzenfresser zur Pflege und Erhaltung von Küstenheiden LIFE05 NAT/D/000051. Schlussbericht 2009, Berichtszeitraum 01.10.2005 – 30.09.2009. Anhang I (zu Maßnahme C.1) Kleingewässer. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8543&article_id=42153&psmand=26, Download 14.3.2011.
- Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Rupp, J.; Saumer, F.; Finkbeiner, W. (2011): Brutverbreitung und Bestandsentwicklung des Bienenfressers (*Merops apiaster*) am südlichen Oberrhein im Zeitraum 1990 bis 2009. Naturschutz südl. Oberrhein 6: 31-42.
- Schäfer, S. (2010): Die Vogelwelt des NSG Tongruben nach den Wiedervernässungsmaßnahmen des Fördervereins. Eine Zwischenbilanz 2010. Collurio 28: 24-34.
- Schindler, W. (1995): Bienenfresser *Merops apiaster* (Linné, 1758). Avifauna von Hessen, 2. Lieferung, 9 S.
- Schlegel, J.; Weber, U. (2005): Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Schlussbericht Untersuchungszeitraum 1994 – 2004. Verein Pro Riet Rheintal, www.pro-riet.ch, Abruf 28.10.2011.
- Schmolz, M. (2010): Biotoppflegemaßnahmen für den Bienenfresser. GNOR Info 111, Oktober 2010, S. 47-48.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2006): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 7: Pfüten und Tümpel. www.birdlife.ch/pdf/tuempel.pdf, 14.3.2011.
- Sternberg, K.; Buchwald, R.; Höppner, B.; Hunger, H.; Rademacher, M.; Röske, W.; Schiel, F.-J.; Schmidt, B. (1999): Libellenlebensräume im Gewässermanagement. In: Sternberg, K.; Buchwald, R. (1999, Hrsg.): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer-Verlag, Stuttgart. S. 53-64.
- Tischew, S.; Rexmann, B.; Schmidt, M.; Teubert, H. & B. Krug (2004): Erfolgskontrollen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen an der BAB 14 zwischen Halle und Magdeburg. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2004, Sonderheft 1.
- VSE (Industrieverband Steine und Erden e.V.) & GNOR (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V.) (2010): Zwischenbericht Juli 2010 Kooperationsprojekt „Abbaubetriebe und Amphibienschutz“. 34 S. http://www.verband-steine-erden.de/download/1007_Zwischenbericht_Kooperationsprojekt.pdf. Abruf 04.11.2015.
- Wildermuth, H. (1986): Die Auswirkungen naturschutzorientierter Pflegemaßnahmen auf die gefährdeten Libellen eines anthropogenen Moorkomplexes. Natur und Landschaft 61 (2): 51-55.
- Wildermuth, H.; Küry, D. (2009): Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz Band 31. Schweizerische Arbeitsgemeinschaft für Libellenschutz (SAGLS), 88 S.
- Zettelmeyer, W. (1986): Die Bedeutung der Kleingewässer für den Biotop- und Artenschutz. Mitteilungen der Faunistischen Arbeitsgemeinschaft Weserbergland 1986 (3/4): 185-194.

1.5 Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*)

Braunkehlchen *Saxicola rubetra* ID 113

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Das dem Boden aufgesetzte oder in eine kleine natürliche Vertiefung eingebaute Nest des Braunkehlchens steht oft am Fuß einer herausragenden Staude oder in der Nähe eines Busches oder Baumes, häufig auch in einem Büschel besonders dichter Vegetation (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988: 422.) Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Das Braunkehlchen schläft am Boden in dichtem Gras und krautiger Vegetation oder in verfilztem Gestrüpp in Bodennähe (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988: 430, BASTIAN & BASTIAN 1996: 46). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar. Im Einzelfall existieren traditionell genutzte Schlafplätze (Ruhestätte von Rastvögeln).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Das Braunkehlchen ist Brutvogel in offenen Landschaften mit bodennaher Deckung für die Nestanlage. Typische Habitate sind Hochstaudenfluren, (Grünland-) Brachen, Extensiv-Weiden oder Extensiv-Wiesen mit saumreichen Gräben oder Wegen (BAUER et al. 2005: 393, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988: 417f.).
- Bei einer Untersuchung im Westerwald (FISCHER et al. 2013: 339 f.) bevorzugten Braunkehlchen Viehweiden und nährstoffarmes Feuchtgrünland. Bezüglich der Habitatstruktur wiesen Braunkehlchenreviere im Vergleich zu Kontrollflächen ein unebeneres Bodenrelief, eine größere Zahl von Sitzwarten, eine heterogenere Vegetationsstruktur sowie einen größeren Abstand zum nächsten Wald auf. Der Bruterfolg unterschied sich signifikant zwischen verschiedenen Biotoptypen. Am höchsten war er auf nährstoffarmem Feuchtgrünland, gefolgt von nährstoffarmem Grünland mittlerer Standorte, Brachen und schließlich nährstoffreichem Grünland.
- Geschlossene Vertikalstrukturen mindern die Siedlungsdichte. Die Meidezone liegt je nach Geschlossenheit und Höhe der Vertikalstruktur zwischen 30 m und 100m (FÖRSTER & FEULNER 1993, WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 3). Ungeeignet sind enge, von Wald umgebene Wiesentäler ohne Übersicht über die Umgebung (BORN et al. 1990: 27, FEULNER 1994: 54).
- Braunkehlchen starten ihre Jagdflüge meist von erhöhten Sitzwarten. Die Nahrungssuche erfolgt dann in der Luft, an der Vegetation oder am Boden (WICHMANN et al. 2014: 64). Zur Nahrungssuche benötigt die Art daher eine vielfältige Krautschicht und eine ausreichende Dichte an höheren vertikalen Einzelstrukturen als Ansitzwarten (BAUER et al. 2005: 393, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988: 417f). Als Ansitzwarten geeignet sind z.B. vorjährige Stauden, einzelne Büsche und Zaunpfähle.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Da sich das Braunkehlchen vorzugsweise in Bereichen ansiedelt, wo bereits Braunkehlchenreviere vorhanden sind, sollen Maßnahmenstandorte möglichst in unmittelbarer Nähe zu vorjährigen Revieren liegen (BASTIAN & BASTIAN 1996: 120, HORCH et al. 2008: 292, MAULBETSCH & REBSTOCK 1999: 379, WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 2). Vom Braunkehlchen verwaiste Gebiete werden auch bei Habitateignung nur selten wiederbesiedelt (BORN et al. 1990: 29, OPPERMANN 1992: 276, 1999: 23, HORCH et al. 2008: 92).

Maßnahmen

1. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1), Anlage von Hochstaudenfluren (O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland sind zu frühe Mahd und Nahrungsmangel ungünstig für das Braunkehlchen. In der Maßnahme werden durch späte Mahdtermine sowie Belassen von Altgrasbereichen günstige Habitate für das Braunkehlchen geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen in der Nähe bis 100 m (BORN 1990: 27, WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 2) oder Entfernung der Vertikalkulissen (vgl. Maßnahme 2).
- Keine überdüngten oder stark degenerierten Grünlandstandorte (WICHMANN et al. 2014: 93) oder vorige Ausmagerungsphase (OPPERMANN 1992: 276). Sehr magere / flachgründige Böden, die keine Braunkehlchen geeignete Vegetation mit Stauden etc. ausbilden können (z. B. ausgeprägte Mager- und Trockenrasen), sind allerdings auch ungeeignet (OPPERMANN 2015: 185, PEER & FRÜHAUF 2009: 105).
- Möglichst nahe zu bestehenden Braunkehlchenvorkommen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße (Orientierungswerte pro Brutpaar): Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Bei Verlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße; bei flächigen Maßnahmen zudem mind. 1,5 ha (in Anlehnung an BASTIAN & BASTIAN 1996: 83 sowie WICHMANN et al. 2014: 110); bei streifenförmigen Maßnahmen zudem Mindestbreite 10 m und Mindestlänge 300m (in Anlehnung an Werte aus HORCH et al. 2008: 287, 291; OPPERMANN 2015: 185 sowie WICHMANN et al. 2014: 87).
- Im Regelfall kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen sind z. B. bei einheitlichen Dominanzbeständen problematischer Pflanzenarten in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich (einzelne typische „Weideunkräuter“ wie Ackerkratzdistel und Stumpfbältriger Ampfer stellen jedoch wichtige Sitzwarten für das Braunkehlchen dar: RICHTER 2015: 57). Organische Düngemittel dürfen nur in einem Ausmaß eingesetzt werden, das den Erhalt bzw. die Wiederherstellung nährstoffarmer und artenreicher Grünlandlebensräume gewährleistet (WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 2).
- Bei artenarmem Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit standortgemäßem, nicht zu Dichtwuchs neigendem Saatgut zu erhöhen (Verbesserung des Insekten- und somit des Nahrungsangebotes für das Braunkehlchen).
- Extensive Mahd im Regelfall ab Anfang August (Rheinland-pfälzische Experten abweichend von FISCHER et al. 2013: 349, JÖBGES et al. 1997: 136; bei Pfeifengraswiesen Mahd ab Ende September: WICHMANN et al. 2014: 116)
 - Um Geländeunebenheiten wie Wiesenbulten als potenzielle Neststandorte zu erhalten, soll auf ein Nivellieren von Grünlandflächen durch Walzen und Schleppen verzichtet werden. Kann auf ein Schleppen und Walzen der Wiesen nicht verzichtet werden, sind diese Arbeiten bis spätestens zum Ende der 2. Aprildekade, besser bereits Anfang April abzuschließen, da sonst die Gefahr erheblicher Gelegeverluste besteht (WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 3).

Tritt der Weidetiere geschützt sind. Im Juni ist die Vegetation unter dem Elektrozaun meist so hoch aufgewachsen, dass sie die Litze berührt und den Strom ableitet. Wird dann ein Streifen unter dem Zaun gemäht (oft mit Handmäher), können dort hohe Brutverluste entstehen (RICHTER 2007).

- Bereits zum Zeitpunkt der Rückkehr aus den Überwinterungsgebieten im Frühjahr müssen alle nötigen Habitatparameter ausgeprägt sein (hochstaudenreiche Vegetation; Sitzwarten, Nahrungsangebot, WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 2). Im Frühjahr zufällig ausgewählte, später gemähte einzelne Kleinflächen in homogenen Wiesengebieten sind für den Braunkehlchenschutz ungeeignet: Da auch früh gemähte Flächen zum Zeitpunkt der Rückkehr aus dem Winterquartier für das Braunkehlchen geeignet sind, können die Vögel bei ihrer Ankunft nicht erkennen, welche Flächen früh und welche spät gemäht werden. Folge: geringe Wahrscheinlichkeit der Annahme der Kleinflächen oder Mahdverluste (BORN et al. 1990: 29, GRÜEBLER et al. 2015: 263; HORCH et al. 2008: 286, SCHULER 2004).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate, Stauden vorhanden) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren.
- Bei Neuanlage des Grünlandes, Durchführung von Wiedervernässungen oder Notwendigkeit einer Ausmagerung kann auch eine Zeitdauer von bis zu 5 Jahren erforderlich sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die genannten Maßnahmen werden z. B. von BAUER et al. (2005: 393), FEULNER (1994), JÖBGES et al. (1997), LANIS RLP (o.J.), PEER & FRÜHAUF (2009: 8), OPPERMANN (1992, 1999), HÖTKER (2004), KRATZ et al. (2001: 172 f.), MENDE (1997: 11), NLWKN (2011:6), UHL (2009: 42), WICHMANN et al. (2014) empfohlen.
- Es liegen mehrere Wirksamkeitsbelege vor. TESCH (2006: 66) beschreibt die rasche Annahme von Feuchtgrünland am Weserästuar, PEER & FRÜHAUF (2009: 6) die Bevorzugung von Extensivgrünland-Maßnahmenflächen in Tirol. NEUMANN & RUF (2011, Schleswig-Holstein) wiesen einen positiven Effekt von extensiver Ganzjahresbeweidung im Vergleich zu konventionell genutzten Äckern und Grünland auf das Braunkehlchen nach. BROYER (2011) und HORCH et al. (2008) belegen eine Bestandserhöhung des Braunkehlchens durch Verschiebung des Mahdzeitpunktes, Anlage von Wiesenstreifen und Feuchtgebietsmanagement. THEIß (1993: 3) belegt eine Bestandserhöhung von 7 auf 14 Brutpaare auf einer Fläche im ehemaligen Grenzstreifen zwischen Bayern und Thüringen, nachdem die Grünlandflächen nicht mehr wie in den Vorjahren zweimal abgeerntet wurden. FISCHER et al. (2013: 340) wiesen im Westerwald einen besseren Bruterfolg auf Wiesen mit späterer Mahd als auf Kontrollflächen mit früherer Mahd nach. LORGE (1998) berichtet von der Besiedlung von Feuchtwiesen nach Umstellung auf Extensivbewirtschaftung inklusive Ausweisung von Teilflächen als Brache. REISINGER et al. (2012: 71) geben eine Verdoppelung der Zahl der Braunkehlchen nach großflächiger Extensivbeweidung mit Wiedervernässung in Thüringen an.

Andererseits liegen mehrere Hinweise und Belege vor, dass Maßnahmenflächen trotz Eignung nicht angenommen wurden. Die Gründe werden gesehen a) in zu geringen Flächengrößen sowie b) in der Isolierung der Maßnahmenflächen.

- a) zu geringe Flächengröße der Altgrasbestände: SCHULER (2004: 142) gibt an, dass der Bruterfolg in der Schweiz durch Altgrasflächen nicht erhöht werden konnte, vermutlich aufgrund zu geringer Größe der Altgrasflächen. GRÜEBLER et al. (2015: 263) geben für die Schweiz an, dass auch in spät gemähten Flächen, die von früh gemähten umgeben sind, der Bestand zurückgehen kann, da auch die früh gemähten Flächen bei Ankunft der Braunkehlchen eine für die Art geeignete Vegetationsstruktur aufweisen, wo die Arten dann siedeln und später Brutverluste erleiden (ebd.: 267). Solche Bereiche können daher als „Senke“ wirken (ebd. 263). Auch HORCH & SPAAR (2015: 290) folgern aus einem Artenschutzprogramm zum Braunkehlchen aus der Schweiz, dass nur großflächig spät geschnittene Bereiche einen langfristigen Erfolg versprechen. Nach WICHMANN & BAUSCHMANN (2014: 2) dürfen „extensiv bewirtschaftete Kerngebiete (...) eine

Mindestfläche von 10 ha nicht unterschreiten. Mit einer Zunahme der Brutpaardichte ist erst auf Flächen ab 15 ha zu rechnen. Grundsätzlich sind Flächeneinheiten von 40 ha und mehr anzustreben. Die einzelnen Kernflächen sind durch geeignete Biotopelemente zu vernetzen.“

- b) Isolierung der Maßnahmenfläche: Weiterhin wird die Nichtannahme geeigneter Flächen mit der isolierten Lage der Maßnahmenflächen in Kombination mit der Seltenheit und der Ortstreue in Verbindung gebracht, auch wenn die Maßnahmen großflächig umgesetzt wurden (z. B. BORN 1990: 29, FEULNER 2015: 30 f.; MAULBETSCH & REBSTOCK 2015: 80; OPPERMANN 1992: 277). Konkrete Werte, wie weit eine Maßnahmenfläche von einem bestehenden Vorkommen entfernt sein soll, liegen aber nicht vor.
- Von einer hohen Wirksamkeit der Maßnahme kann daher für den Regelfall nur bei Umsetzung im unmittelbaren Umfeld eines bestehenden Vorkommens sowie gleichzeitig großflächig geeigneten Habitatbedingungen (> 15 ha, idealerweise > 40 ha nach WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 2) für das Braunkehlchen ausgegangen werden. Andere Fallkonstellationen (z. B. bei Betroffenheit eines bereits im Status quo isolierten Einzelreviers) bedürfen einer Einzelfallentscheidung.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet (bei stabilem Braunkehlchenvorkommen im unmittelbaren Umfeld und großflächig geeigneten Habitaten; übrige Fälle: Einzelfallentscheidung)

2. Entfernung von Gehölz-Vertikalkulissen (RLP 10)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In ansonsten geeigneten Braunkehlchenhabitaten wird der Lebensraum durch die Entfernung von Gehölzen aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Bis auf das Vorhandensein von Gehölz-Vertikalkulissen (z. B. Fichtenriegel, starke Verbuschung) geeigneter Braunkehlchenlebensraum (ggf. in Kombination mit Maßnahme 1 durchführen).
- Keine Entfernung mit anderweitig bedeutsamen Gehölzen (z. B. Obstbaumbestände).
- Möglichst nahe zu bestehenden Braunkehlchenvorkommen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße (Orientierungswerte pro Brutpaar): Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Bei Verlust des Reviers soll der braunkehlchengeeignete Lebensraum mind. dem Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße entsprechen und mind. 1,5 ha groß sein (in Anlehnung an BASTIAN & BASTIAN 1996: 83 sowie WICHMANN et al. 2014: 110).
- Entfernung / Auflichtung / Zurückschneiden von Gehölzen, die eine für das Braunkehlchen störende Vertikalkulisse bewirken, bei Einzelgehölzen ab Höhe ca. 3 m; bei Verbuschung ab ca. 10 % (NLWKN 2011: 6).

- Um Täler für Braunkehlchen in bewaldeten Bereichen attraktiv zu gestalten, sollen diese auf mind. 150 m geöffnet werden (DAHMEN 2015: 236).
- Einzelne Büsche mit Höhen < 3 m können als Sitzwarte belassen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Entbuschung spätestens bei flächiger Ausbreitung oder Ausbildung durchgängiger Gehölzreihen, bei Durchwachsen von Büschen (höher als 3 m); Gehölzanteil auf den Flächen < 10 % (NLKWN 2011: 6) bei Belassen einzelner, als Warte geeigneter Büsche.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Entbuschungsmaßnahmen von DAHMEN (2015: 236) wurden teilweise durch Ausreißen von Weidenbüschen mit Seilwinde und Baggern durchgeführt. Dies hatte den Vorteil, dass die Wurzeln mit entfernt wurden und nicht weiter ausschlugen. Die entstandenen kleinen Feuchtmulden werden als günstig z. B. für Libellen oder Amphibien angesehen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig ab der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die genannten Maßnahmen werden z. B. von NLWKN (2011: 6) und WICHMANN & BAUSCHMANN (2014: 2) genannt. Es liegen Wirksamkeitsbelege vor: In Bayern und Hessen konnte durch Rodung von Fichtenriegeln und deren Umwandlung in Extensivgrünland mit Brachstrukturen eine Brutbestandssteigerung erreicht werden (FEULNER 1994: 55, MÜLLER 1989: 187 f.). DAHMEN (2015: 236) gibt an, dass nach Entfernung von Gehölzen in ansonsten geeigneten Bereichen in Belgien bereits 3 Monate nach Durchführung der Maßnahme die Standorte vom Braunkehlchen besiedelt wurden.
- Daher kann grundsätzlich von einer hohen Wirksamkeit ausgegangen werden. Es gelten jedoch die bei Maßnahme 1 genannten Einschränkungen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet (bei stabilem Braunkehlchenvorkommen im unmittelbaren Umfeld und großflächig geeigneten Habitaten; übrige Fälle: Einzelfallentscheidung)

Fazit: Für das Braunkehlchen bestehen unter Einschränkungen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- Bastian, A. & V. Bastian (1996): Das Braunkehlchen – Opfer der ausgeräumten Kulturlandschaft. Sammlung Vogelkunde, Aula-Verlag, Wiesbaden, 134 S.
- Born, N.; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz 9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: S. 27-30.
- Broyer, J. (2011): Long-term effects of agri-environment schemes on breeding passerine populations in a lowland hay-meadow system. *Bird Study* 58 (2): 141-150.
- Calladine, J. (2015): Multi-scale associations with habitat, land-use and change: Opportunities and limitations for Whinchats *Saxicola rubetra* in the uplands of Scotland. In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 219-226. LBV Hof, Helmbrechts.
- Dahmen, R. (2015): Maßnahmen zum Erhalt der letzten wichtigen Braunkehlchenpopulation Belgiens. In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 233-242. LBV Hof, Helmbrechts.
- Feulner, J. (1994): Das Braunkehlchen *Saxicola rubetra* im Naturpark Frankenwald. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 129: 51-57.
- Feulner, J. (2015): Dramatischer Bestandsrückgang des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* im Landkreis Hof – Ursachen und offene Fragen. In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 25-35. LBV Hof, Helmbrechts.
- Fischer, K.; Busch, R.; Fahl, G.; Kunz, M.; Knopf, M. (2013): Habitat preferences and breeding success of Whinchats (*Saxicola rubetra*) in the Westerwald mountain range. *Journal for Ornithology* 154 (2): 339-349.
- Förster, D. & Feulner, J. (1993): Ausgewählte Vogelarten des Frankenwaldes als Zeigerarten für die Landschaftspflege. *Artenschutzreport* 3:12-16.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 11 / 1. Passeriformes (2. Teil): Turdidae - Schmärtzer und Verwandte: Erithacinae. Aula-Verlag, Wiesbaden, 732 S.
- Grüebler, M. U.; Horch, P.; Spaar, R. (2015): Whinchats impacted by changes in alpine grassland management: research results from Switzerland. In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 263-273. LBV Hof, Helmbrechts.
- Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.
- Horch, P.; Birrer, S. (2011): Cattle enclosure plots to enhance breeding whinchat *Saxicola rubetra* numbers on subalpine pasture at Bever, Graubünden Canton, Switzerland. *Conservation Evidence* 8: 81-86.
- Horch, P., U. Rehsteiner, A. Berger-Flückiger, M. Müller, H. Schuler & R. Spaar (2008): Bestandsrückgang des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in der Schweiz, mögliche Ursachen und Evaluation von Fördermassnahmen. *Orn Beob* 105 (3): 267-298.
- Horch, P.; Spaar, R. (2015): Die Situation des Braunkehlchens in der Schweiz, getestete Fördermassnahmen und Ergebnisse. In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 285-292. LBV Hof, Helmbrechts.
- Jöbges, M., Sartor, J., Schnurbus, F. & Heeren, M. (1997): Aktuelle Untersuchungen zur Verbreitung, Bestandsentwicklung und Habitatpräferenz des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) in Nordrhein-Westfalen. *Charadrius* 33: 124-137.
- Kratz, R.; Belting, S.; Fischer, M.; Gasse, M.; Hielscher, K.; Huk, T.; Sandkühler, K.; Suhling, F. (2001): Management für Tierarten im Niedermoorgrünland. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermooere. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer Verlag Stuttgart, S. 154-176.
- LANIS RLP / Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz: <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V004>. Abruf am 10.12.2015.
- Lorge, P. (1998): Eine Kartierung der Vorkommen von Schafstelze *Motacilla flava*, Wiesenpieper *Anthus pratensis* und Braunkehlchen *Saxicola rubetra* in drei ausgewählten Grünlandgebieten Luxemburgs. *Regulus* 17: 68-86.
- Maulbetsch, K.-E.; Rebstock, H. (1999): *Saxicola rubetra* (Linnaeus, 1758) Braunkehlchen. In Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 3.1 Passeriformes – Sperlingsvögel (Teil 1). Eugen Ulmer Verlag Stuttgart, S. 360-379.
- Maulbetsch, K.-E.; Rebstock, H. (2015): Bestandsentwicklung und lokale Einflüsse bei Braunkehlchen-Populationen bei Balingen (Baden-Württemberg). In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 73-83. LBV Hof, Helmbrechts.

- Mende, P. (1997): Braunkehlchen – *Saxicola rubetra*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.
- Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma, Beiheft 2: 181-195.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 8 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 17.05.2016.
- Neumann, H.; Ruf, M. (2011): Brutvogelbesiedlung „Wilder Weiden“ in Schleswig-Holstein. Vogelwelt 132: 35-44.
- Oppermann, R. (1992): Habitatpräferenzen verschiedener Vogelarten für Strukturtypen des Grünlandes. Naturschutzforum 5/6 (1991/1992): 257-295.
- Oppermann, R. (1999): Nahrungsökologische Grundlagen und Habitatansprüche des Braunkehlchens *Saxicola rubetra*. Vogelwelt 120: 7-25.
- Oppermann, R. (2015): Abhängigkeit des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) von der Artenvielfalt im bewirtschafteten Grünland. In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 171-190. LBV Hof, Helmbrechts.
- Peer, K.; Frühauf, J. (2009): ÖPUL-Naturschutzmaßnahmen für gefährdete Wiesenbrüterin Tirol. Endbericht 2009. Im Auftrag der Abteilung Umweltschutz Amt der Tiroler Landesregierung, 128 S. <http://land.lebensministerium.at/filemanager/download/57751/>, Abruf 1.8.2011.
- Reisinger, E.; Müller, R.; Brettfeld, R.; Sollmann, R.; Unger, C. (2012): Mitteilungen aus dem Freistaat Thüringen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 49 (2): 70-74.
- Richter, M. (2007): Braunkehlchen: auf dem Rückzug. Feuchtwiesen-Info 8 / 2007: 12-13, Hrsg. Arbeitskreis Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen e. V.
- Richter, M. (2015): Verbreitung, Bestandsentwicklung und Habitatwahl des Braunkehlchens *Saxicola rubetra* in Niedersachsen. In Bastian, H.-V.; Feulner, J. (Hrsg.): Living on the Edge of Extinction in Europe. Proc. 1st European Whinchat Symposium: 55-62. LBV Hof, Helmbrechts.
- Schuler, H. (2004): Auswirkungen eines neuen Mahdregimes auf den Bruterfolg des Braunkehlchens *Saxicola rubetra*. Ornithologischer Beobachter 101 (2): 141-142.
- Tesch, A. (2006): Ökologische Wirkungskontrollen und ihr Beitrag zur Effektivierung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Ergebnisse eines projektbegleitenden Monitoringprogramms zur Erweiterung des Containerterminals in Bremerhaven (CT III). In Meyer, F. (Hrsg.): Qualitätssicherung in der Eingriffsregelung – Nachkontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Dokumentation zum Workshop an der Internationalen Naturschutzakademie Vilm vom 23. - 26. Juni 2003. BfN – Skripten 182: 51-68.
- Theiß, N. (1993): Lebensraum Grenzstreifen. Hohe Siedlungsdichte von Blaukehlchen *Luscinia svecica cyaneola*, Braunkehlchen *Saxicola rubetra* und Schwarzkehlchen *Saxicola torquata* in gleicher Biotopstruktur. Ornithologischer Anzeiger 32 (1/2): 1-9.
- Uhl, H. (2009): Wiesenvögel in Oberösterreich 2008. Ergebnisse der landesweiten Bestandserhebungen 1994 bis 2008 und Naturschutzbezüge. Projektbericht April 2009. Im Auftrag Amt der Oö. Landesregierung Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz.
- Wichmann, L.; Bauschmann, G.; Korn, M.; Stübing, S. (2014): Artenhilfskonzept für das Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Friedberg. vswffm.de/content/projekte/artenhilfskonzept/index_ger.html, Abruf 29.2.2016.
- Wichmann, L.; Bauschmann, G. (2014): Maßnahmenblatt Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*). Stand 23.6.2014. http://vswffm.de/content/projekte/massnahmenblaetter/index_ger.html, Abruf 02.05.2016.

1.6 Eisvogel (*Alcedo atthis*)

Eisvogel *Alcedo atthis* ID 9

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Eisvögel brüten meist in selbst gegrabenen Röhren in Steilwänden. Bruthöhlen werden oft wieder verwendet, Brutortstreue ist nachgewiesen (BAUER et al. 2005). Als Fortpflanzungsstätte des Eisvogels ist die Steilwand mit der genutzten Niströhre (meist entlang von Fließgewässern, aber auch an anderen Standorten möglich bis hin zu Tellerwurzeln umgestürzter Bäume) sowie weiterer essentieller Habitatstrukturen (z. B. zum Anflug der Niströhre regelmäßig genutzte Ansitzwarten) in einem Umkreis von ~~50~~ 100 m (entsprechend Nestschutzzone nach §24LNatSchG) abzugrenzen.

Ruhestätte: Regelmäßig genutzte Sitzwarten am Gewässer oder in Gewässernähe bzw. innerhalb eines Reviers. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Vögel unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Brutplatz: Uferabbrüche mit zur Anlage einer Brutröhre geeignetem Bodenmaterial (Lehm oder Sand) an Fließ- und Stillgewässern von mindestens 50 cm Höhe über der Wasserlinie; mitunter auch in Wurzeltellern von umgestürzten Bäumen bis zu mehrere 100 m vom nächsten Gewässer entfernt (BAUER et al. 2005, S. 758).
- Nahrungshabitat: Kleinfischreiche Fließ- oder Stillgewässer mit guter Erreichbarkeit der Nahrung (zu starke Trübung des Gewässers kann Erreichbarkeit der Nahrung stark einschränken: z.B. REICHHOLF 1988)
 - Der Eisvogel jagt in erster Linie kleine Fische von 4 – 5 cm. Elritze, Moderlieschen, Groppe und Bachforellenbrut bilden die Hauptbeute in den Bachoberläufen, im Tiefland gehören Rotaue (Plötze), Ukelei, Flussbarsch und die beiden Stichlingsarten dazu. Hochrückige Formen wie Brachsen (Brassen, Blei) oder sehr schnell wachsende Arten wie Hecht und Quappe (Rutte) dienen dem Eisvogel nur in ihren Jugendstadien als Beute. Im Sommerhalbjahr wird die Ernährung durch Insekten (Schwimmkäfer, Großlibellenlarven, Wasserwanzen, Köcherfliegen, Eintagsfliegen), Kaulquappen, kleine Frösche, kleine Krebse (Bachflohkrebs) und Schnecken ergänzt.
- Niedrige Ansitzwarten (< 2 m) im Bereich der Brutröhre und der Nahrungshabitate (z.B. überhängende Äste)

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- In kalten Wintern sind hohe Verluste möglich. Günstig auf den Brutbestand wirken sich daher im Winter weitgehend eisfrei bleibende Gewässer aus.

Maßnahmen

1. Schaffung / Optimierung von Brutstätten durch Abstechen von Böschungen (G3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Dort, wo die Gewässerdynamik (noch) nicht ausreichend ist, werden bei Mangel an Brutmöglichkeiten in ansonsten geeigneten Eisvogelhabitaten Steilwände / Böschungen künstlich abgestochen bzw. optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Zum Abstechen geeignete Böschungen mit > 1,5 m Höhe und > (2-) 5 m Breite in sandigem oder lehmigem Bodenmaterial **ohne Dominanz von Wurzeln und größeren Steinen** (andernfalls kann der Eisvogel die Niströhren nicht selber anlegen, WINTER et al. 2016: 4). Ideal sind Büsche auf und neben dem Brutplatz, die das Erdreich festhalten und dem Eisvogel Sichtschutz und Sitzwarten bieten (BUNZEL & DRÜKE 1982) sowie überhängende Pflanzenteile (Grashalme o. ä., VON DEWITZ 2003 S. 67), wobei die Wand aber nicht verdeckt wird (Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten).
- Unmittelbare Nähe zu einem möglichst naturnahen Gewässer mit ausreichendem Nahrungsangebot (kleinfischreiches Fließ- oder Stillgewässer) und Ansitzmöglichkeiten (z.B. niedrig überhängende Äste) sowie Deckungsstrukturen (Ruhestätten) durch Ufervegetation.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. ~~Da der Eisvogel die Steilwand innerhalb einer Brutsaison wechseln kann, empfehlen WINTER et al. (2016: 4) die Anlage von 2-3 Brutwänden im Umkreis von ca. 500m. Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. Schaffung von 3 Steilwänden.~~ Jede Steilwand soll eine Mindesthöhe von (1,5-) 2 m über dem mittleren Hochwasserspiegel und eine Mindestbreite von 2-5 m sowie eine Tiefe von > 2m aufweisen (WECHSLER 2007 S. 231). Dabei darf jedoch das Erdreich nicht bis zur Normalwasserlinie abgegraben werden, da die Wand sonst zu schnell unterspült wird; empfohlen wird das Belassen eines 30 bis 40 cm hohen Sockels (BUNZEL & DRÜKE 1980; 1982).
- Abstechen einer Steilwand / Böschung an einem naturnahen Gewässer; die Steilwand kann auch einige Meter vom Gewässer entfernt liegen (geringere Erosionsgefahr). Die Steilwände müssen senkrecht, idealerweise etwas überhängend sein. Sofern die Steilwände direkt an Grünland- oder Ackerflächen angrenzen oder anderweitig störungsgefährdet sind, sind sie durch Auszäunung zu sichern (BUNZEL & DRÜKE 1980, 1982) **als Schutz vor Viehtritt oder landwirtschaftlichen Maschinen**. Die Zäune dürften jedoch nicht zu einer Erhöhung der Kollisionsgefahr führen (z. B. keine Zäune über Gewässern). **Die Zäune sollen längs zum Gewässer verlaufen und einen Abstand von mind. 2 m zur Böschungsoberkante des Gewässers einhalten** (WINTER et al. 2015: 3).
- Entfernen von starkem Bewuchs bei zugewachsenen Steilwänden (WESTERMANN & WESTERMANN 1998)
- Nach VON DEWITZ (2003 S. 67) ist es empfehlenswert, Steilwände im Frühjahr abzustechen, damit die Wand im Sommerhalbjahr gut austrocknen kann. Im Herbst abgestochene Wände bleiben bis zum Winter feucht und erodieren dann durch die Frosteinwirkung.
- Sofern nicht vorhanden, können Äste oder Stöcke als Ansitzwarten nahe der Steilwand angebracht werden (VON DEWITZ 2003 S. 67).

- Brutröhren direkt unter der Erdoberfläche können von oben durch Marder oder Füchse aufgegraben werden. Als Schutz kann man ein Drahtgeflecht auf die Steilwand legen. Keinesfalls darf die Steilwandfront jedoch mit Maschendraht „gesichert“ werden, weil Wiesel und Ratten dann auf dem Draht hochklettern können (BUNZEL & DRÜKE 1980, 1982). WINTER et al. (2015: 3) empfehlen ein Maschendrahtgeflecht von 2x2 m, je nach Größe der Brutwand auch länger. Der Maschendraht wird an den Seiten mit Zeltheringen befestigt, die i. d. R. zur Befestigung ausreichen. Ansonsten können auch ein paar flache Steine für die Befestigung des Maschendrahts genutzt werden. Wichtig ist, dass sich die Heringe nur an den Seiten, jedoch nicht am vorderen Bereich des Maschendrahts nahe der Abbruchkante befinden. Dadurch werden Erosionsgefahr und mögliche Beschädigungen der Steilwand reduziert. Brutplätze an denen eine Prädation erfolgte, werden mit einer ca. 5-10 cm dicken Erdschicht zugeschüttet und dicht verfüllt (ebd.).
- Idealerweise erfolgt die Maßnahme in Kombination mit der Renaturierung längerer Flussabschnitte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- MÖNIG (1995, Bergischer Raum) weist auf die begrenzte Haltbarkeit bei fehlendem Hochwasserschutz hin oder wenn von oben die Gefahr einer Auswaschung besteht: Ohne Betreuung verfallen solche Steilwände nach wenigen Jahren und sind teilweise sogar schon nach einem Jahr als Profil erkennbar. Die Uferabbrüche sind daher jährlich nach der Frostperiode zu kontrollieren und ggf. nachzumodellieren (BUNZEL & DRÜKE 1982, WECHSLER 2007).
- Der zuständige Wasserverband, die Gemeinde o. a. Unterhaltungspflichtige sind über die Maßnahme zu informieren bzw. einzubeziehen. Die Anlage der Steilwand kann dann in den jährlich aufzustellenden Unterhaltungsplan für das Gewässer aufgenommen werden (VON DEWITZ 2003 S. 67).
- Ist eine Auszäunung erfolgt, sind die Zäune ebenfalls jährlich zu kontrollieren und ggf. nachzubessern.
- Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahme ist mit wenig Zeit- und Materialaufwand herstellbar. Ein Nachteil ist jedoch die eingeschränkte Haltbarkeit, da die Brutwände durch Auswaschung und Hochwasserereignisse schnell verfallen können (MÖNIG 1995, WECHSLER 2007).
- Zu lockere oder rissige Erde, die teilweise für Uferschwalben in Frage kommt, wird von den Eisvögeln gemieden (BUNZEL & DRÜKE 1980).
- Günstig ist, die Steilwände im Frühjahr abzustechen, damit sie im Sommerhalbjahr austrocknen können. Andernfalls bleiben erst im Herbst abgestochene Brutwände bis zum Winter feucht und erodieren u.a. durch Frosteinwirkung (WINTER et al. 2016: 3).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die benötigten Strukturen stehen unmittelbar nach Herstellung bzw. in der nächsten Brutsaison bereit. Um dem Eisvogel eine Eingewöhnung zu ermöglichen, ist die Maßnahme mit mind. 1 Jahr Vorlaufzeit durchzuführen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar.
- Die Maßnahme wird häufig vorgeschlagen (z. B. BAUER et al. 2005, BOTTIN et al. 1981, BUNZEL & DRÜKE 1982, NLWKN 2010, PANNACH 1986, WINTER et al. 2016: 3) und erfolgreich durchgeführt (z. B. BECKERS 2002, BUNZEL & DRÜKE 1980, MÖNIG 1995, WECHSLER 2007). Von 32 Stellen, die vor der Brutzeit 1977 am südlichen Oberrhein entsprechend hergerichtet wurden, besiedelte der Eisvogel im gleichen Jahr noch 17 (WESTERMANN & WESTERMANN 1998 S. 267).

- Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „hoch“ bewertet (Expertenworkshop 7.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Schaffung künstlicher Brutwände, Anlage künstlicher Brutröhren (Av1.1, Av1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wenn standortbedingt kein Abstechen einer Böschung möglich ist, können bei Mangel an Brutmöglichkeiten künstliche Brutwände, ggf. mit Brutröhren, für den Eisvogel geschaffen werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Zum Abstechen geeignete Böschungen mit > 1,5 m Höhe und > (2-) 5 m Breite in sandigem oder lehmigem Bodenmaterial (andernfalls kann der Eisvogel die Niströhren nicht selber anlegen). Ideal sind Büsche auf und neben dem Brutplatz, die das Erdreich festhalten und dem Eisvogel Sichtschutz und Sitzwarten bieten (BUNZEL & DRÜKE 1982), sowie überhängende Pflanzenteile (Grashalme o. ä., VON DEWITZ 2003 S. 67) wobei die Wand aber nicht verdeckt wird (Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten).
- Die Aufschüttung einer künstlichen Brutwand kann dort erfolgen, wo keine ausreichend hohen Uferbereiche vorhanden sind oder das Erdmaterial für den Eisvogel nicht geeignet ist.
- Unmittelbare Nähe zu einem möglichst naturnahen Gewässer mit ausreichendem Nahrungsangebot (kleinfischreiches Fließ- oder Stillgewässer) und Ansitzmöglichkeiten (z.B. überhängende Äste) sowie Deckungsstrukturen (Ruhestätten) durch Ufervegetation.
- Bei der Standortwahl ist der Aspekt der langfristigen Sicherung der Steilwand zu beachten (Hochwasserereignisse, Erosion), um den Pflegeaufwand zu begrenzen (MÖNIG 1995).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Schaffung von >3 2-3 Steilwänden mit Mindestgröße 1,4m x 1,4 m (WINTER et al. 2015: 4). ~~Jede Steilwand soll eine Mindesthöhe von (1,5-) 2 m über dem mittleren Hochwasserspiegel und eine Mindestbreite von 2-5 m sowie eine Tiefe von > 2m aufweisen (WECHSLER 2007 S. 231).~~ Als Hochwasserschutz und zum Schutz vor Fressfeinden sollte die „Eisvogelburg“ auf einem Sockel aufgebracht werden, der (je nach Hochwasserlinie) eine Höhe von ca. 30 bis 40 cm aufweist (BUNZEL & DRÜKE 1980).

- Folgende Varianten von künstlichen Brutwänden („Eisvogelburg“ / Brutröhren sind grundsätzlich möglich (MÖNIG 1995, WECHSLER 2007; für detaillierte Bauanleitungen siehe z. B. bei BUNZEL & DRÜKE 1982, HARTMANN & BAUSCHMANN 2002, NABU 2009, VON DEWITZ 2003, WECHSLER 2007):
 - Errichtung einer künstlichen Steilwand mit verschiedenen Bodengemischen. Hinter einer Verschalung wird gesiebtes Baumaterial verschiedener Zusammensetzung eingebracht und ggf. mit Bindemitteln verfestigt. Nach einer Absetzphase wird die Schalung entfernt. Der Eisvogel kann sich die Röhren selber graben.
 - Grassodenaufschichtung: Es werden abgestochene Platten von Grassoden zu einem Wall aufgeschichtet. Der dazwischenliegende Pflanzenwuchs stirbt nach ca. 2 Jahren ab und zurück bleibt eine kompakte und stabile Wand. Der Eisvogel kann sich die Röhren selber graben. Nach MÖNIG (1995, NRW) haben sich Lehmplaggen als geeigneter erwiesen als Sandplaggen.
 - Einsetzen von Fertigbauelementen und Formteilen (selbstgefertigte oder gekaufte Brutplatzelemente wie Tunnelteil, Kessel, Deckel). Sie werden in vorhandene Wände eingesetzt, oder an geeigneter Stelle wird eine Böschung zum Einsetzen geschaffen. Der Eisvogel kann dann entweder selber graben oder die Kunströhre benutzen.
 - Errichtung einer Platten- und Rahmenkonstruktion mit Nistkästen in Fertigbauweise. In diesem Fall erfolgt die Montage von Fertigbauelementen bzw. eines Nistkastens auf einem verblendeten Gestell an gewässernahen Plätzen, ohne auf die sonst notwendige Hanglage angewiesen zu sein. Der Eisvogel kann nicht selber graben.
- Das aufgefüllte Bodenmaterial soll grabfähig sein, d. h. es darf nicht zu stark aushärten.
- Anlage von künstlichen Niströhren in natürliche Böschungen oder in Kunstwände (BOTTIN et al. 1981, VON DEWITZ 2003): Bei natürlichen Böschungen nur bei sehr steinigem oder sehr stark durchwurzelt Steilwänden, wo die Eisvögel selbst nicht graben können. Für detaillierte Bauanleitungen siehe BOTTIN et al. 1981, BUNZEL & DRÜKE (1982), [WINTER et al. \(2015: 5\)](#).
 - Niströhren können dort verwendet werden, wo Eisvögel neu angesiedelt werden sollen, in der Regel nicht an bestehenden Brutplätzen, da dort diese Maßnahme i. a. nicht notwendig ist oder die Steilwände bei unsachgemäßem Einbau beschädigt werden können (BUNZEL & DRÜKE 1982).
 - Die künstliche Niströhre darf nicht aus der Steilwandfront herausragen, da sie ansonsten vom Eisvogel nicht mehr genutzt wird (BOTTIN et al. 1981, MÖNIG 1995). Der Gang der Niströhre soll eine Höhe von ca. 10 cm aufweisen, so dass ein Auffüllen mit Erde möglich ist. Ebenso ist die Bruthöhle mit einer Erdschicht aufzufüllen, um das Versickern von Kot zu ermöglichen und für annähernd natürliche Feuchtigkeitsverhältnisse zu sorgen (BOTTIN et al. 1981).
- Sofern die Steilwände direkt an Grünland- oder Ackerflächen angrenzen oder anderweitig störungsgefährdet sind, sind sie durch Auszäunung zu sichern (BUNZEL & DRÜKE 1980, 1982). Die Zäune dürften jedoch nicht zu einer Erhöhung der Kollisionsgefahr führen (z. B. keine Zäune über Gewässern).
- Brutröhren direkt unter der Erdoberfläche können von oben durch Marder oder Füchse aufgegraben werden. Als Schutz kann man ein Drahtgeflecht auf die Steilwand legen. Keinesfalls darf die Steilwandfront jedoch mit Maschendraht „gesichert“ werden, weil Wiesel und Ratten dann auf dem Draht hochklettern können (BUNZEL & DRÜKE 1980, 1982).
- Sofern nicht vorhanden, können Äste oder Stöcke als Ansitzwarten nahe der Steilwand angebracht werden (VON DEWITZ 2003 S. 67, WECHSLER 2007).
- Ggf. sind die Anlagen vor Erosion / Hochwasser durch Steinschüttungen, Holzgeflechte, Faschinen o. a. zu schützen (MÖNIG 1995) unter Beachtung der lokalen bodenkundlichen Verhältnisse (keine Schutzanlagen durch „Fremdkörper“).
- Idealerweise erfolgt die Maßnahme in Kombination mit der Renaturierung längerer Flussabschnitte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Regelmäßige Wartung der Steilwände und Nisthilfen. Den geringsten Pflegeaufwand verursachen die Fertigbauteile bzw. die Nistkästen (MÖNIG 1995). Die Nisthilfen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Zum Abstechen geeignete Böschungen mit > 1,5 m Höhe und > (2-) 5 m Breite in sandigem oder lehmigem Bodenmaterial (andernfalls kann der Eisvogel die Niströhren nicht selber anlegen). Ideal sind Büsche auf und neben dem Brutplatz, die das Erdreich festhalten und dem Eisvogel Sichtschutz und Sitzwarten bieten (BUNZEL & DRÜKE 1982), sowie überhängende Pflanzenteile (Grashalme o. ä., VON DEWITZ 2003 S. 67) wobei die Wand aber nicht verdeckt wird (Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten).
- Unmittelbare Nähe zu einem möglichst naturnahen Gewässer mit ausreichendem Nahrungsangebot (kleinfischreiches Fließ- oder Stillgewässer) und Ansitzmöglichkeiten (z.B. niedrig überhängende Äste) sowie Deckungsstrukturen (Ruhestätten) durch Ufervegetation.
- Die künstlichen Strukturen sollen sich in die Landschaft anpassen (keine „Fremdkörper“), auch unter bodenkundlichen Gesichtspunkten.
- Die Maßnahme darf keine weiteren negativen Auswirkungen auf die Gewässerstandorte haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Eine Wirksamkeit innerhalb der ersten Brutsaison nach Herstellung ist möglich, sofern die Fertigstellung der Brutwand bis spätestens Anfang März erfolgt (vgl. WECHSLER 2007, NABU 2009). Um dem Eisvogel eine Eingewöhnung zu ermöglichen, ist die Maßnahme mit mind. 1 Jahr Vorlaufzeit durchzuführen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar.
- Die Anlage von Brutwänden und künstlicher Niströhren wird vielfach beschrieben, häufig in Kombination mit der Anlage von Brutwänden oder anderen Lebensraum verbessernden Maßnahmen (z.B. NABU 2009, NLWKN 2010, BAUER et al. 2005, PANNACH 1986). Die Annahme der Strukturen ist zahlreich belegt (z. B. BOTTIN et al. 1981, VON DEWITZ 2003, MÖNIG 1995, WECHSLER 2007).
- Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „mittel“ bewertet (Expertenworkshop 8.11.2011 LANUV Recklinghausen). Die Schaffung neuer, künstlicher Brutgelegenheiten (Böschungen, Steilwände) ist zwar grundsätzlich eine geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, darf jedoch mittel- und langfristig kein Ersatz für natürliche Standorte darstellen (ebenso WESTERMANN & WESTERMANN 1998). Daher sollen die Maßnahmen nur als Übergangslösung und nur in Kombination mit Maßnahme: Schaffung künstlicher Brutwände, Anlage künstlicher Brutröhren, eingesetzt werden. Sofern es die Standortverhältnisse zulassen, soll dem Eisvogel auch bei Verwendung von Niströhren die Option zum Selbergraben der Röhren erhalten bleiben.
- Nach WINTER et al. (2016: 4) können künstliche Brutröhren allenfalls bei sehr steinigen, stark durchwurzeltten Steilwänden oder in Wurzelteflern an bislang unbesiedelten Gewässern sinnvoll sein.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

3. Naturnahe Gestaltung von Fließgewässerabschnitten (G5, G6.2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Eisvögel brüten primär in natürlich entstandenen Abbruchkanten v. a. an (Fließ-) Gewässeruferrn. Im Rahmen der Renaturierung von Fließgewässern (z. B. Rückbau von Uferbefestigungen) entstehen neue Abbruchkanten, weiterhin wird das Nahrungsangebot optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Zum Abstechen geeignete Böschungen mit > 1,5 m Höhe und > (2-) 5 m Breite in sandigem oder lehmigem Bodenmaterial (andernfalls kann der Eisvogel die Niströhren nicht selber anlegen). Ideal sind Büsche auf und neben dem Brutplatz, die das Erdreich festhalten und dem Eisvogel Sichtschutz und Sitzwarten bieten (BUNZEL & DRÜKE 1982), sowie überhängende Pflanzenteile (Grashalme o. ä., VON DEWITZ 2003 S. 67) wobei die Wand aber nicht verdeckt wird (Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten).
- Unmittelbare Nähe zu einem möglichst naturnahen Gewässer mit ausreichendem Nahrungsangebot (kleinfischreiches Fließ- oder Stillgewässer) und Ansitzmöglichkeiten (z.B. niedrig überhängende Äste) sowie Deckungsstrukturen (Ruhestätten) durch Ufervegetation.
- Das direkte Umfeld muss die Wiederherstellung eines naturnahen Fließgewässerabschnittes mit den evtl. daraus folgenden Konsequenzen erlauben (z.B. Anhebung des Grundwasserstandes, Flächenverbrauch durch die Änderung des Fließgewässerverlaufes, Nebengerinne, Altwässer bzw. Tümpel)
- Fließgeschwindigkeit, die eine Entstehung von für den Eisvogel geeigneten Abbruchkanten zumindest bei Hochwasserereignissen zulässt.
- Sandiges oder lehmiges Bodenmaterial, da sonst an neu entstehenden Uferabbrüchen die Niströhren von den Eisvögeln nicht selber angelegt werden können.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar mind. 500 m Gewässerlänge (WINTER et al. 2016: 3) im Aktionsraum empfohlen.
- Zur Renaturierung von Fließgewässern vgl. „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Vorhandensein geeigneter Brutwände für den Eisvogel soll jährlich kontrolliert werden. Ggf. Kombination mit der Schaffung / Optimierung von Brutstätten durch Abstechen von Böschungen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- vgl. „Blaue Richtlinie“ (MUNLV 2010)

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bruthabitat: Eine kurzfristige Wirksamkeit bezüglich der Entstehung von als Brutplatz geeigneten Böschungen innerhalb von bis zu 5 Jahren kann nicht garantiert werden, da unsicher ist, wann der Fluss neue Abbruchkanten schafft. Daher kann es sinnvoll sein, im Rahmen der Renaturierung künstlich Steilwände anzulegen (Maßnahme: Schaffung / Optimierung von Brutstätten durch Abstechen von Böschungen), deren Funktion mittelfristig von den natürlich entstandenen Steilwänden übernommen wird (Kombination mit Maßnahme: Schaffung künstlicher Brutwände, Anlage künstlicher Brutröhren nur im Ausnahmefall, im Regelfall keine künstlichen Veränderungen an renaturierten Gewässern).
- Nahrungshabitat: Kleinfische stellen sich in geeigneten Habitaten meist schnell ein (z. B. METZNER et al. 2003).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme ist kurzfristig (ggf. in Kombination mit Maßnahme: Schaffung / Optimierung von Brutstätten durch Abstechen von Böschungen) entwickelbar.
- Die Maßnahme wird für den Eisvogel in der Literatur zahlreich empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005, BUNZEL-DRÜKE 1982, NLWKN 2010, PANNACH 1986, WEGGLER 2004, WESTERMANN & WESTERMANN 1998). Bei einer Renaturierung am Obermain (METZNER et al. 2003, Bayern) blieb zwar die Brutpaardichte des Eisvogels auf den Renaturierungsflächen konstant, da keine zusätzlichen Steilwände entstanden (der Eisvogel nutzte am Obermain v. a. die nahe gelegenen Steilwände an Baggerseen bzw. im Bereich von Kiesbaggerungen). Es entstanden jedoch für den Eisvogel günstige Nahrungshabitats durch einen sprunghaft angestiegenen Jung- und Kleinfischbestand als Folge einer Steigerung der Habitatvielfalt und Strömungsvariabilität im Gewässer. Die Bedeutung der renaturierten Flussstrecken wird für die Eisvögel als hoch eingeschätzt (METZNER et al. 2003 S. 81). BECKERS (2002) berichtet von einer Renaturierung der Lippe in der „Disselmersch“ (NRW) auf ca. 3 km Länge. Seit Durchführung von „Entfesselungsmaßnahmen“ auf ca. 2,4 km Länge (z. B. Herausnahme des Befestigungsmaterials (Deckwerk), Schaffung von Flachwasserzonen, Anlage von Inseln und Steilwänden) siedelte sich der Eisvogel wieder an (ebenso andere Arten wie die Uferschwalbe).
- Für NRW wurde die Eignung als „hoch“ bewertet (Expertenworkshop 7.11.2011 LANUV Recklinghausen).
- Aufgrund der in der Regel umfangreichen Maßnahmenkonzeption bei der Gewässerrenaturierung ist ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Eisvogel liegen leicht durchführbare und durchweg kurzfristig wirksame Maßnahmen vor.

Angaben zur Priorität:

- Maßnahme: Schaffung / Optimierung von Brutstätten durch Abstechen von Böschungen hat eine höhere Priorität als Maßnahme: Schaffung künstlicher Brutwände, Anlage künstlicher Brutröhren. Die Maßnahme: Schaffung künstlicher Brutwände, Anlage künstlicher Brutröhren ist nur übergangsweise und nur in Kombination mit einer Fließgewässerrenaturierung umzusetzen.
- Maßnahme: Naturnahe Gestaltung von Fließgewässerabschnitten: hohe Priorität

Quellen:

Bauer, H.-G., Bezzel, E. & W. Fiedler (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 2., vollständig überarbeitete Auflage, Wiebelsheim.

Beckers, B. (2002): Die Disselmersch. ABU Info 25/26 (2001/2002): 12-21.

Bunzel, M. & J. Drüke (1980): Gefährdung und Schutz des Eisvogels. Natur- und Landschaftskunde Westfalen 16 (1): 21-26.

Bunzel, M. & J. Drüke (1982): Der Eisvogel. Erhalt und Schutz. Hrsg. Deutscher Bund Für Vogelschutz, Landesverband NRW, 4 S.

Bottin, H., Bunzel, M. & J. Drüke (1981): Nisthilfen für den Eisvogel (*Alcedo atthis*). Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz 21: 35-48.

Hartmann, H. & G. Bauschmann (2002): Nisthilfen für den Eisvogel. Merkblätter zum Naturschutz 17, Naturschutzzentrum Hessen, 2. Auflage, Wetzlar.

Metzner, J., von Heßberg, H. & W. Völkl (2003): Entstehen durch Flußrenaturierung neue Primärhabitats?

Bestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten nach dem Wiederzulassen dynamischer Prozesse am Main. Naturschutz und Landschaftsplanung 35: 74-82.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011.

Mönig (1995): Erfahrungen mit Nisthilfen für den Eisvogel (*Alcedo atthis*) im Bergischen Raum. Artenschutzreport, Heft 5: 48-51.

NABU (2009): Der Eisvogel – Vogel des Jahres 2009. Aktionsleitfaden.

http://www.lbv.de/fileadmin/lbv_de/artenschutz/Eisvogel/Eisvogel-Aktionsleitfaden_2009_web.pdf, 25.05.2011.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Eisvogel (*Alcedo atthis*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf Mai 2011.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der Eu-Vogelschutzgebiete mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Eisvogel (*Alcedo Atthis*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff.

Pannach, G. (1986): Eisvogel *Alcedo atthis*. In: Zang H. & H. Heckenroth (Hrsg.) (1986): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Tauben- bis Spechtvögel. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Sonderreihe B Heft 2.7.

Reichholf, J.-H. (1988): Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am unteren Inn. Egretta 31 (1/2): 98-105.

von Dewitz, W. (2003): Hilfsmaßnahmen für den Eisvogel (*Alcedo atthis*) – Praxisbericht. Charadrius 39 (1): 65-70

Wechsler, S. (2007): Nutzung künstlicher Brutwände durch den Eisvogel *Alcedo atthis*: Welche Konsequenzen ergeben sich für deren Konstruktion? *Der Ornithologische Beobachter* Band 104, Heft 3: 225-234.

Weggler, M. (2004): Aktionsplan Eisvogel (*Alcedo atthis*) – Artenschutzmaßnahmen für gefährdete Tierarten im Kanton Zürich. Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Landschaft und Natur.

Westermann, K. & Westermann, S. (1998): Der Brutbestand des Eisvogels (*Alcedo atthis*) in den Jahren 1990 bis 1996 in der südbadischen Rheinniederung. *Naturschutz südlicher Oberrhein* 2: 261-269.

Winter, F.; Kuprian, M.; Bauschmann, G. (2016): Maßnahmenblatt Eisvogel (*Alcedo atthis*). Versionsdatum: 24.05.2016. https://vswffm.de/v/vsw/content/e3884/e4580/e4969/ManahmenblattEisvogel_berarb_Kuprian.pdf, Abruf 24.01.2018

1.7 Feldlerche (*Alauda arvensis*)

Feldlerche *Alauda arvensis* ID 10

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Feldlerchen brüten in Bodennestern in Ackerkulturen, im Grünland und in Brachen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Aufgrund der Änderungen in der Vegetationshöhe und der landwirtschaftlichen Bearbeitung kann es in einer Brutsaison zu Revierschiebungen kommen, ansonsten besteht jedoch regelmäßig auch Reviertreue (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 258, JENNY 1990a S. 249). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Feldlerchen nächtigen am Boden. Während der Brutzeit hat das Männchen einen festen Schlafplatz in Nestnähe. Außerhalb der Brutzeit schlafen Feldlerchen gesellig, im Spätsommer und Herbst auf Stoppeln und anderen abgeernteten Feldern bzw. auf Ödland mit niedrigem oder lockerem Bewuchs, im Winter oft wochenlang am selben Platz in niedrigem Gras, zwischen höheren Kräutern oder in selbstgegrabenen körpertiefen Mulden im Schnee (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 268). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus werden traditionell genutzte Schlafplätze als Ruhestätte abgegrenzt.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(ft. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Die Feldlerche bevorzugt niedrige oder zumindest gut strukturierte Gras- und Krautfluren auf trockenen bis wechselfeuchten Böden in offenem Gelände mit weitgehend freiem Horizont. Die am dichtesten besiedelten Biotope zeichnen sich durch kurze oder karge Vegetation, oft auch durch einen hohen Anteil von ± nacktem Boden aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 254). Typische Biotope sind Äcker, (Mager-) Grünland und Brachen mit nicht zu dicht stehender Krautschicht. Günstig für die Feldlerche ist eine hohe Kulturreichhaltigkeit mit hohem Grenzlinienreichtum (JENNY 1990a, STÖCKLI et al. 2006).
- Höchste Dichten werden in NRW auf Magerweiden (Schafe in Hütehaltung) und Ackersukzessionsbrachen erreicht (KÖNIG in SUDMANN et al. 2012).
- Vegetationshöhen von 15-25 cm und eine Bodenbedeckung von 20-50 % sind (im Schweizer Mittelland) für die Nestanlage optimal (JENNY 1990a, S. 249 f). In Weizen und Mais wurden bei lockerem Bewuchs auch in Höhen von 45 bzw. 70 cm regelmäßig Nester gefunden. TOEPFER & STUBBE (2001) geben für Ackerkulturen der Magdeburger Börde Werte von 15-60 cm Vegetationshöhe bzw. 35-60 % Bodenbedeckung an. Eine Bodenbedeckung von > 50 % schränkt nach JENNY (1990a S. 250) die Fortbewegung der Feldlerche am Boden und das Einfliegen in die Kultur stark ein. WAKEHAM-DAWSON et al. (1998) fanden in Südengland bei beweideten Flächen eine Bevorzugung von Vegetationshöhen von 15-25 cm gegenüber < 10 cm.
- Extensiv genutzte Kulturen. Ob Grünland oder Acker bevorzugt wird, hängt neben der Bewirtschaftungsintensität auch von den Vegetationsstrukturen (Dichte, Höhe) ab:
 - Intensiv genutzte Wiesen schaffen zwar nach der Mahd attraktive Strukturen zur Nestanlage und Nahrungssuche, bei wüchsigen Flächen nimmt die Vegetationshöhe jedoch schnell wieder zu oder es kommt zu hohen Mahdverlusten (JENNY 1990a, SCHLÄPFER 1988). Hohe Besatzdichten mindern die Attraktivität von Weideflächen. In anderen, extensiver genutzten Grünlandbereichen bevorzugt die Feldlerche Grünland gegenüber Acker, z. B. in der ungarischen Puszta (BATÁRY et al. 2010, ERDÖS et al. 2009). JENNY (1990a S. 250 f.) fand im Schweizer Mittelland eine Präferenz für Fettwiesen. In den Fettwiesen entstanden nach der Mahd zwar Möglichkeiten zur Nestanlage, andererseits entstehen durch die häufige Mahd hier auch hohe Mahdverluste. Nach JENNY (1990b S. 35) werden Fettwiesen ab 20 cm Vegetationshöhe nicht mehr zur Nahrungssuche genutzt (Einschränkung der Fortbewegung).

- Winterweizen und Hafer stellen zu Beginn der Brutperiode (April) günstigere Bedingungen dar als schnellwachsende Getreidesorten (Gerste, Triticale, Grünroggen, JENNY 1990a S. 249). Mit dem Aufwachsen der Pflanzen werden dann auch diese Kulturen ungünstig und es kommt zu Umsiedlungen / Zweitbruten in zu diesem Zeitpunkt offeneren Kulturen (Mais, Hackfrüchte), v. a. in Gebieten mit geringer Kulturreichhaltigkeit (JENNY 1990a S. 250, PILLE 2006 S. 27, STÖCKLI et al. 2006). Sommergetreide bleibt dabei länger kurz und lückig und somit für die Feldlerche geeigneter als Wintergetreide (CHAMBERLAIN & CRICK 1999, DONALD et al. 2001). Innerhalb der Ackerschläge zeigen Feldlerchen oft eine Bevorzugung von Störstellen mit Kümmerwuchs (SCHÖN 1999). Lückige Ackerbrachen werden über die ganze Fortpflanzungsperiode bevorzugt (JEROMIN 2002).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Da vor allem die geringe Anzahl erfolgreicher Bruten pro Paar und Saison für den Rückgang der Feldlerchenpopulationen verantwortlich ist (CHAMBERLAIN & CRICK 1999), sollten Förderungsmaßnahmen dahin tendieren, das Nistplatzangebot innerhalb der Kulturen und vor allem in der zweiten Hälfte der Brutperiode zu optimieren (STÖCKLI et al. 2006 S. 157).

Maßnahmen

1. Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland (O2.1, O2.2, Av2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutzten Ackerkulturen entstehen für die Feldlerche häufig Probleme durch zu hoch und dicht aufwachsende Vegetation und ein geringes Nahrungsangebot.

Durch Nutzungsextensivierung von Intensiväckern und Anlage von Ackerbrachen werden für die Feldlerche günstige Ackerkulturen geschaffen.

Punktuell ist zusätzlich die Anlage von Lerchenfenstern möglich.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Offenes Gelände mit weitgehend freiem Horizont, d. h. wenige oder keine Gehölze / Vertikalstrukturen vorhanden: Abstand zu Vertikalstrukturen > 50 m (Einzelbäume), > 120 m (Baumreihen, Feldgehölze 1-3 ha) und 160 m (geschlossene Gehölzkulisse, nach OELKE 1968). Hanglagen nur bei übersichtlichem oberem Teil, keine engen Talschluchten. Nach DREESMANN (1995) und ALTEMÜLLER & REICH (1997) hält die Feldlerche Mindestabstände von meist mehr als 100 m zu Hochspannungsfreileitungen ein.
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Maßnahmen für die Feldlerche können bei fehlendem Vorkommen der Art in der Umgebung ohne Wirksamkeit bleiben (Dachverband Biologischer Stationen NRW & LANUV 2011 S. 22 bezüglich Lerchenfenster). Wegen der meist vorhandenen Ortstreue soll die Maßnahmenfläche möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen liegen, im Regelfall nicht weiter als 2 km entfernt.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. (Unter Umständen können im Acker auch kleinere Maßnahmenflächen ausreichend sein, s.u.). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Abweichungen sind in begründeten Fällen bzw. unter günstigen Rahmenbedingungen möglich. Raskin (schr. Mitt. Januar 2013) berichtet, dass in rheinischen Bördelandschaften bei paralleler Anlage mehrerer 10-12m breiter Streifen aus Sommer- und Wintergetreide, Luzerne und Brache eine Flächengröße von 0,5 ha / zusätzliches Revier ausreichend war. Vergleichbare Angaben finden sich in VSW & PNL (2010 S. 8 ff.) für Hessen.
- Im Regelfall sollen bei den folgenden Maßnahmen keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmen typen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Zu beachten ist auch die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr bei Anwesenheit von Feldlerchen wirksam bzw. sinnvoll). Bei Ansaaten **primär** Verwendung von **naturraumtreuem Saatgut** (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), **mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014). autochthonem Saatgut.**
- Aus den folgenden Maßnahmenvorschlägen soll die Priorität auf Maßnahmen liegen, die während der Brutzeit wirksam sind, insbesondere auf der Selbstbegrünung von mageren Standorten:
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (vgl. Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW, LANUV 2010)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (vgl. Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine für Bodenbrüter wie die Feldlerche zu dichte Vegetationsdecke auszubilden. Dichtwüchsige Bestände (z. B. dichte Brachen mit Luzerne) sind für die Feldlerche ungeeignet.
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (vgl. Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
 - Maßnahmen zu Blühstreifen und Brachen sollen nur in Kombination mit der Anlage offener Bodenstellen durchgeführt werden (sofern diese nicht anderweitig vorhanden sind; ansonsten Gefahr von zu dichtem Bewuchs).
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (vgl. Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Ernteverzicht von Getreide (vgl. Paket im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz 4025)
- Punktuelle Maßnahmen (Lerchenfenster), nur in Kombination mit einer anderen Maßnahme: Anlage von kleinen, nicht eingesäten Lücken im Getreide. Pro Hektar mind. 3 Lerchenfenster mit jeweils ca. 20 qm; max. 10 Fenster / ha. Anlage durch Aussetzen / Anheben der Sämaschine, eine Anlage der Fenster durch Herbizideinsatz ist unzulässig. > 25 m Abstand zum Feldrand, > 50 m zu Gehölzen, Gebäuden etc. Anlage idealerweise in Schlägen ab 5 ha Größe. Die Fenster werden nach der Aussaat normal wie der Rest des Schlages bewirtschaftet (BRÜGGEMANN 2009, LBV o. J., MORRIS 2009).
- Die Wirkung von Lerchenfenstern ist stark von der Umgebung abhängig; in Gebieten mit großparzellierten Anbaugebieten (große Schläge, Monokulturen) ist sie größer als in Gebieten mit bereits günstiger Habitatausstattung (offene, aber kleinparzellierte Flächen; Flächen mit natürlichen Störstellen (VOGEL-BAUMANN & HAGIST 2005, FISCHER ET AL. 2009, TEUNISSEN et al. 2009).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die sonst im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen kurzrasig und mit vegetationsfreien Stellen gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedenen Flächen ist dabei möglich.
- Keine Mahd der Flächen innerhalb der Brutzeit der Feldlerche (April bis August).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Lerchenfenster sollten immer als separate Maßnahmenfläche ausgewiesen werden, denn auch in „ökologisch“ bewirtschafteten Flächen kann der Krautaufwuchs für die Feldlerche so hoch werden, dass die Fenster für die Feldlerche ungeeignet werden (FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008 S. 17), v. a. bei wüchsigen Standorten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahmen werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 141), HÖTKER (2004), FLADE et al. (2003 S. 78) und WAHL et al. (2005 S. 64) empfohlen.
- BRABAND et al. (2006) weisen positive Effekte der flächigen / streifenförmigen Maßnahmen für die Feldlerche im Kreis Soest nach. JENNY (2000) belegt eine hohe Bedeutung von eingesäten und sich selbst begrüntem Buntbrachen als Brut- und Nahrungshabitat. Dabei wurden auch ältere Buntbrachen mit ihrer heterogenen Vegetationsstruktur angenommen (ebenso STÖCKLI et al. 2006). Auch in den Kreisen Gütersloh und Herford zeigte sich eine Wirksamkeit der Maßnahmen (Biologische Stationen im Kreis Gütersloh / Herford 2008). KÖNIG & SANTORA (2011) weisen für NRW die starke Bevorzugung von selbst begrüntem, lückigen Ackerbrachen (Sukzessionsbrachen) nach. In der Medebacher Bucht mit hohem Anteil von Vertragsnaturschutzflächen hat sich der Feldlerchenbestand entgegen dem Landestrend erhöht (ebd.). STÖCKLI (2003) fand in der Schweiz einen positiven Einfluss von Buntbrachen und Extensiv-Wiesen auf die Reviergröße der Feldlerche (kleinere Reviergröße mit steigendem Anteil der Kulturen). Die hohe Bedeutung von Stoppeläckern für überwinternde Feldlerchen beschreiben z. B. CHRISTEN (2000 S. 121, Schweiz), GILLINGS & FULLER (2000, England) sowie WENZEL & DALBECK (2011, Zülpicher Börde). Siedlungsdichte und Bruterfolg der Feldlerche sind auf „ökologisch“ bewirtschafteten Feldern und Stilllegungsflächen signifikant höher als auf konventionell bewirtschafteten (FLADE et al. 2003 S. 75, NEUMANN & KOOP 2004). Aufgrund dieser Nachweise und der kurzfristigen Wirksamkeit besteht eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Die Anlage von Lerchenfenstern wird z. B. von LBV (o. J.), NABU Sachsen-Anhalt (2010), BRÜGGEMANN (2009, 2010) empfohlen. Positive Wirksamkeitsnachweise bringen DONALD & MORRIS (2005) bzw. MORRIS (2009) sowie FISCHER (2007) bzw. FISCHER et al. (2009). MORRIS (2009) fand in England eine gute Annahme der Feldlerchenfenster: Sie wurden von den Feldlerchen v. a. zur Nahrungssuche und zum Landen (dann bis zu 10 m Laufen zum Nest im Getreide) genutzt. Auch FISCHER (2007, Schweiz) bzw. FISCHER et al. (2009) fanden heraus, dass die Fenster im Winterweizen zum Landen, zur Nahrungssuche und zum Brüten bis in den Juli hinein genutzt wurden, d. h. der wesentliche Effekt der Fenster bestand darin, dass die Flächen länger genutzt werden konnten. Sobald im Frühjahr gesäte Kulturen über eine geeignete Vegetation verfügten, wurden die Nester dort angelegt und der Winterweizen gemieden. Wenn aber ein Nest im Winterweizen angelegt wurde, so lag es meistens in oder in der Nähe eines Fensters oder Streifens. Ähnliche Ergebnisse zeigten sich im Kreis Soest (ABU 2009): Feldlerchen erreichten auf den mit Lerchenfenstern versehenen Flächen eine größere Dichte als auf Kontrollflächen ohne Fenster. Dabei unterschied sich die Dichte der revieranzeigenden Feldlerchen auf den mit Lerchenfenstern versehenen Flächen zunächst (zu Beginn der Brutsaison) nicht wesentlich von den Kontrollflächen. Auf diesen nahm die Dichte der Feldlerchen aber ab April mit dem Wachstum des Getreides kontinuierlich ab. Auf den mit Lerchenfenstern versehenen Flächen war dagegen bis Juni eine deutlich langsamere Abnahme der Dichte festzustellen, bevor sie sich gegen Ende der Brutsaison im Juli dem Wert der Kontrollfläche annäherte. Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass die Lerchenfenster insbesondere in der zweiten Hälfte der Brutsaison noch von revieranzeigenden Vögeln besiedelt werden, die hier mit höherer Wahrscheinlichkeit eine weitere Brut beginnen können.

- Das Monitoring in NRW zeigte bei Lerchenfenstern bis 2011 nur geringe, nicht immer signifikante und z. T. gegensätzliche Wirkungen (auch TEUNISSEN et al. 2009: Niederlande). Die Wirkung ist im Vergleich zu anderen Maßnahmen auch unter günstigen Bedingungen (Hellwegbörde: BRABAND et al. 2006) deutlich geringer als die flächen- und streifenförmigen Maßnahmen (Expertenworkshop LANUV Recklinghausen 9.11.2011). Daher sollen die Lerchenfenster nur in Kombination mit einer der o. g. Maßnahmen durchgeführt werden (OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009, Dachverband der Biologischen Stationen in NRW & LANUV 2011).
- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist trotz der generell attestierten Wirksamkeit bei bestimmten Fällen (s.u.) ein maßnahmenbezogenes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für die Feldlerche häufig Probleme durch zu hoch und dicht aufwachsende Vegetation, zu hohe Besatzstärke bei Beweidung (Tritt, Kahlfraß) sowie durch Mahdverluste der Brut (BUSCHE 1989, JENNY 1990a). Durch Anlage von Extensivgrünland werden für die Feldlerche günstige Habitatbedingungen geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Offenes Gelände mit weitgehend freiem Horizont, d. h. wenige oder keine Gehölze / Vertikalstrukturen vorhanden: Abstand zu Vertikalstrukturen > 50 m (Einzelbäume), > 120 m (Feldgehölze 1-3 ha) und 160 m (geschlossene Gehölzkulisse, nach OELKE 1968). Hanglagen nur bei übersichtlichem oberen Teil, keine engen Talschluchten. Nach DREESMANN (1995) und ALTEMÜLLER & REICH (1997) hält die Feldlerche Mindestabstände von meist mehr als 100 m zu Hochspannungsfreileitungen ein.
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke > 20 cm ausbilden (eingeschränkte Fortbewegung der Feldlerche, JENNY 1990b S. 35, SCHLÄPFER 1988 S. 327 f.) oder vorige Ausmagerungsphase.
- Maßnahmen für die Feldlerche können bei fehlenden Vorkommen der Art in der Umgebung ohne Wirksamkeit bleiben (Dachverband Biologischer Stationen NRW & LANUV 2011 S. 22 bezüglich Lerchenfenster). Wegen der meist vorhandenen Ortstreue soll die Maßnahmenfläche möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen liegen, im Regelfall nicht weiter als 2 km entfernt.
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. (Begründete Abweichung aufgrund lokaler Gegebenheiten möglich). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland). Die durchschnittliche Vegetationshöhe soll insbesondere bei Flächen, die zu Dichtwuchs neigen (z. B. Fettwiesen), 20 cm nicht überschreiten (JENNY 1990b S. 35), eine Vegetationshöhe bis 40 (50) cm ist bei lückigem Bewuchs möglich (SCHLÄPFER 1988 S. 327 für Ackerkulturen). Zwischen den Mahdterminen soll ein Zeitraum von mind. 6 Wochen liegen, um den Lerchen eine ausreichende Reproduktion zu ermöglichen (FLADE et al. 2003 S. 77 für Mahd im Feldfutterbau).
- Es können in der Fläche oder angrenzend kurzrasige Streifen (bis 15 cm Vegetationshöhe, SCHLÄPFER 1988 S. 328) angelegt werden, da diese günstig für die Nahrungssuche am Boden sind (JENNY 1990b S. 35). Die Streifen sollen von Beginn der Brutzeit an kurzrasig gehalten werden, um eine Anlage der Nester in diesen Bereichen zu vermeiden.
- Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet. SCHUBERT et al. (2006) konnten in der Elbtalau in Nordwestbrandenburg hohe Siedlungsdichten der Feldlerche bei einer rechnerischen Besatzdichte von 1,4 RGW / ha feststellen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Sofern auf den Flächen eine häufigere Mahd zur Erreichung der o. g. Vegetationshöhen erforderlich ist (z. B. wüchsige Fettwiesen), ist auf mögliche Konflikte mit anderen Arten zu achten, ebenso auf mögliche Mahdverluste bei der Feldlerche (ggf. vorher Maßnahmen zur Verringerung des Dichtwuchses durchführen).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage innerhalb von bis zu 5 Jahren, je nach Wüchsigkeit des Bodens auch mehr (vorherige Ausmagerung erforderlich).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Maßnahmen zur Extensivierung von Grünland werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 141), HÖKTER (2004) und WILSON et al. (1997) genannt. STÖCKLI (2003) fand in der Schweiz einen positiven Einfluss von Buntbrachen und Extensiv-Wiesen auf die Reviergröße der Feldlerche (kleinere Reviergröße mit steigendem Anteil der Kulturen). SCHUBERT et al. (2006) belegen hohe Siedlungsdichten auf extensiv genutzten Dauer-Weiden.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für die Feldlerche bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme 1 ist in ackergeprägten Gebieten gegenüber Maßnahmen im Grünland zu favorisieren. Grundsätzlich haben flächige / streifenförmige Maßnahmen höhere Priorität als punktuelle Maßnahmen.
- Innerhalb von Maßnahme 1 soll die Priorität auf Maßnahmen liegen, die während der Brutzeit wirksam sind, insbesondere auf der Selbstbegrünung von mageren Standorten.

Quellen:

Altemüller, M.J. & M. Reich (1997): Einfluß von Hochspannungsfreileitungen auf Brutvögel des Grünlands. Vogel und Umwelt 9, Sonderheft: 111-127.

Arbeitsgemeinschaft biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. (ABU 2009): Feldlerchenfenster-Projekt der Stiftung Westfälische Kulturlandschaft. In: Jahresbericht der ABU 2009, S. 13

Batáry, P.; Matthiesen, T.; Tschardtke, T. (2010): Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. Biological Conservation 143: 2020-2027.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Biologische Station Gütersloh / Bielefeld e. V. / Biologische Station Ravensberg (2008): Praktischer Schutz der Feldlerchen (*Alauda arvensis*) im Kreis Gütersloh und im Kreis Herford. Abschlussbericht für die Jahre 2005-2007. <http://www.stiftung-ravensberg.de/download/Abschlussbericht-Feldlerche-2005-2007.pdf>, Abruf 6.6.2011.

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Brüggemann, T. (2009): Feldlerchenprojekt – 1000 Fenster für die Feldlerche. Natur in NRW 3 / 2009: 20-21.

Brüggemann, T. (2010): Fast 9000 Fenster für die Feldlerche.. Natur in NRW13 /2010: 29-31

Busche, G. (1989): Drastische Bestandeinbußen der Feldlerche *Alauda arvensis* auf Grünlandflächen in Schleswig-Holstein. Vogelwelt 110 (2): 51-59.

Chamberlain, D. E.; Crick, H. Q. P. (1999): Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. Ibis 141: 38-51.

Christen, W. (2000): Wintervorkommen von Zugvögeln (Singvögel) in der Aarebene bei Solothurn. Ornithologischer Beobachter 97: 105-122.

Dachverband der Biologischen Stationen in NRW & Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV,2011): 1000 Fenster für die Lerche – Ergebnisse der NRW-Erfolgskontrolle. Natur in NRW 1 / 2011: 20-23.

Donald, P. F.; Buckingham, D. L.; Moorcroft, D.; Muirhead, L. B.; Evans, A. D.; Kirby, W. D. (2001): Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. Journal of Applied Ecology 38: 536-547.

Donald, P. F.; Morris, T. J. (2005): Saving the Sky Lark: new solutions for a declining farmland bird. British Birds 98, 570-578.

Dreesmann, C. (1995): Zur Siedlungsdichte der Feldlerche *Alauda arvensis* im Kulturland von Südniedersachsen. Beitr. Naturkde. Niedersachs. 48: 76-84.

Erdös, S.; Baldi, A.; Batary, P. (2009): Nest-site selection and breeding ecology of Sky Larks *Alauda arvensis* in Hungarian farmland. Bird Study 56. 259-263

Fischer, J. (2007): Wildlife-friendly Winter Wheat Management: The Suitability of Patches and Within-field Strips for Skylarks (*Alauda arvensis*). Diplomarbeit Universität Zürich

Fischer, J.; Jenny, M.; Jenni, L. (2009): Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. Bird Study 56 (1): 34-42.

Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003, Hrsg.): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Kapitel II 2.3.5.4: Feldlerche *Alauda arvensis*. Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim, S. 74-78.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany. Species Profile A1: Skylark. www.bfn.de, 144 S

Gillings, S.; Fuller, R.J. (2001): Habitat selection by Skylarks *Alauda arvensis* wintering in Britain in 1997/98. *Bird Study* 48 (3): 293-307

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 1. Passeriformens (1. Teil): Alaudidae – Hirundinidae, Lerchen und Schwalben. Aula-Verlag, Wiesbaden, 507 S.

Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.

Jenny, M. (1990a): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Journal für Ornithologie* 131 (3): 241-265

Jenny, M. (1990b): Nahrungsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. *Ornithologischer Beobachter* 87: 31-53.

Jenny, M. (2000): Die Auswirkung von Buntbrachen auf Vögel. In: Nentwig, H. (Hrsg.): Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft. Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. Vaö-Verlag Agrarökologie, Bern, S. 137-151

Jeromin, K. (2002): Zur Ernährungsökologie der Feldlerche (*Alauda arvensis* L. 1758) in der Reproduktionsphase. Dissertation Universität Kiel.

König, H.; Santora, G. (2011): Die Feldlerche – Ein Allerweltvogel auf dem Rückzug. *Natur in NRW* 1 / 2011: 24-28.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. (LBV, ohne Jahresangabe): Lerchenfenster für Bayern im Rahmen des Projektes „1000 Äcker für die Feldlerche“. http://www.lbv.de/fileadmin/www.lbv.de/artenschutz/Feldlerche/LBV_BBV-Faltblatt_Feldlerchenfenster.pdf, Download 6.6.2011.

Morris, T. (2009): Hoffnung im Getreidefeld: Feldlerchenfenster. *Der Falke* 56: 310-315.

Naturschutzbund Deutschland NABU (2010): Feldlerchenfenster für Sachsen-Anhalt. http://sachsen-anhalt.nabu.de/presse/pressemitteilungen/index.php?popup=true&show=167&db=presseservice_sachsenanhalt vom 28.04.2010, Abruf 6.6.2011.

Neumann, H.; Koop, B. (2004): Einfluss der Ackerbewirtschaftung auf die Feldlerche (*Alauda arvensis*) im ökologischen Landbau. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35: 145-154.

Oberwelling, C.; Nottmeyer-Linden, K. (2009): Praktische Schutzmaßnahmen für Feldvögel. *Natur in NRW* 3 / 2009: 31-33.

Oelke, H. (1968): Wo beginnt bzw. wo endet der Biotop der Feldlerche? *Journal für Ornithologie* 109 (1): 25-29.

Pille, A. (2006): „Lerchenfenster“ - Erprobung eines neuen Konzepts zum Feldvogel-Schutz. Gefördert durch den Bayerischen Naturschutzfonds aus Zweckerträgen der GlückSpirale. Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. (LBV)

Schaefer, T. (2001): Die Feldlerche *Alauda arvensis* als Brutvogel halboffener Landschaften. *Vogelwelt* 122: 257-263.

Schläpfer, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Ornithologischer Beobachter* 85 (4): 309-371.

Schön, M. (1999): Zur Bedeutung von Kleinstrukturen im Ackerland: Bevorzugt die Feldlerche (*Alauda arvensis*) Störstellen mit Kümmerwuchs? *Journal für Ornithologie* 140: 87-91.

Schubert, M.; Schneider, R.; Löhn, J. (2006): Die Häufigkeit von Feldlerche (*Alauda arvensis*), Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) und Schafstelze (*Motacilla flava*) auf extensiv genutztem Auengrünland an der Elbe. *Otis* 14: 71-77

Stöckli, S. (2003): Der Einfluss von Alternativkulturen auf das Revierverhalten und die Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* im Klettgau. *Ornithologischer Beobachter* 100: 251-252.

- Stöckli, S.; Jenny, M.; Spaar, R. (2006): Eignung von landwirtschaftlichen Kulturen und Mikrohabitat-Strukturen für brütende Feldlerchen *Alauda arvensis* in einem intensiv bewirtschafteten Ackerbauggebiet. *Ornithologischer Beobachter* 103: 145-158.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.
- Teunissen, W.; Koks, B. J.; Kragten, S.; van't Hoff, J.; Arisz, J.; Ottens, H. J.; Roodbergen, M. (2009): Conservation measures for breeding Skylarks (*Alauda arvensis*) on arable land in the Netherlands. The BOU's 2009 Annual Spring Conference held at The University of Leicester, UK 31 Mar - 2 Apr 2009.
- Toepfer, S.; Stubbe, M. (2001): Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. *Journal for Ornithology* 142: 184-194.
- Vogel-Baumann, C.; Hagist, D. (2005): Massnahmen der IP-SUISSE zur Förderung der Feldlerche im Getreide. Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- VSW & PNL (2010): Grundlagen zur Umsetzung des Kompensationsbedarfes für die Feldlerche (*Alauda arvensis*) in Hessen. Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland (VSW) in Zusammenarbeit mit Planungsgruppe für Natur und Landschaft GbR (PNL). Projektleitung K. Richarz. Bearbeitung F. Bernshausen, J. Kreuziger. Im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Straßen- und Verkehrswesen, Wiesbaden. (Unveröff. Mskr.). 17 S.
- Wahl, J.; Doer, D.; Peterskeit, F.; Anthes, N. (2005): Drastischer Bestandsrückgang der Feldlerche *Alauda arvensis* in Münster (Westfalen) von 1997 bis 2004. *Charadrius* 40 (2): 57-67.
- Wakeham-Dawson, A.; Szoszkiewicz, K.; Stern, K.; Aebischer, N. J. (1998): Breeding skylarks *Alauda arvensis* on Environmentally Sensitive Area arable revision grass in southern England: survey-based and experimental determination of density. *Journal of Applied Ecology* 35: 635-648.
- Wenzel, P.; Dalbeck, L. (2011): Stoppelbrachen als Lebensraum für überwinternde Vögel in der Zülpicher Börde. *Charadrius* 47 (2): 73-78.
- Wilson, J. D.; Evans, J.; Browne, S. J.; King, J. R. (1997): Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34: 1462-1478.

1.8 Feldschwirl (*Locustella naevia*)

Feldschwirl *Locustella naevia* ID 11

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Feldschwirl legt sein Nest am Boden unter oder zwischen Grashorsten, Kräutern, Stauden oder Seggenbühlen an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Es liegen sowohl Nachweise von Brutortstreue als auch von Umsiedlungen im Verlauf der Brutperiode (z. B. als Folge raschen Vegetationswachstums) vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 105). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Feldschwirl ruhen auf kleinen Zweigen in dichter Vegetation (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 110). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Feldschwirl brütet in weitgehend offenem Gelände. Wichtig ist das Vorhandensein von zwei Vegetationsschichten: eine über 20-30 cm hohe, dichte Kraut- und Grasschicht mit weichen schmalblättrigen Halmen, die genügend Bewegungsfreiheit lassen, sowie einige darüber hinausragende Warten (z. B. vorjährige Stauden, einzelne Sträucher oder kleine Bäume). Die Bodenfeuchte ist offenbar von untergeordneter Bedeutung, da auch trockene Standorte besiedelt werden (BAUER et al. 2005 S. 208).
- Günstige Habitate sind z. B. Großseggenriede, Pfeifengraswiesen, schütteres und mit Gräsern durchsetztes Landschilf, extensive oder brachgefallene Feuchtwiesen mit einzelnen Büschen, Heideflächen mit lichtem Baum- oder Strauchbestand, stark verkrautete Waldränder, vergraste Kahlschläge, junge Nadelholzschonungen und Weichholzbestände (bei Vorhandensein kleiner offener Flächen) bis ca. 2,5 m Gehölzhöhe, Ufergehölze, Verlandungszonen von stehenden Gewässern, Industriebrachen mit Stauden (Rainfarn, Goldrute, Brennnessel, z. B. ROST 1996 S. 45), Streuobstbestände mit wenigen Bäumen und hohem Grasbewuchs sowie extensiv genutzte Weiden. Ungeeignet sind reine Schilfbestände, Grasfluren ohne höhere Strukturen und stark verbuschte Flächen (BAUER et al. 2005 S. 208, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 102, MILDENBERGER 1984 S. 248, HADASCH in NWO 2002 S. 218f). In Bergbau-Folgelandschaften werden auch (strukturierte) Landreitgas-Bestände (*Calamagrostis epigejos*) besiedelt (ROST 1996 S. 46, DROSCH & DROSCH 1995 zit. ebd.).
 - ROST (1996) wies in Bergbaufolgelandschaften Thüringens nach, dass der Feldschwirl im Verlauf der Brutperiode verschiedene Strukturen nutzt: Da die Besiedlung von Hochstaudenfluren wegen des Vegetationswachstums in der Regel nicht vor Anfang Juni erfolgen kann (und zudem von Temperatur und Niederschlägen im Mai und Juni abhängig ist), hatten Sträucher (v. a. Himbeere) im zeitigen Frühjahr eine große Bedeutung bei der Besetzung der Reviere. D. h. die Männchen besiedeln und verteidigen vermutlich Warten bereits zu einem Zeitpunkt, zu dem das spätere Brutrevier (z. B. eine Wiese) noch gar nicht oder nur teilweise für sie nutzbar ist. Der Vorteil wäre dann, dass die Vögel sofort das Revier beziehen und mit dem Brüten beginnen können, wenn es die Höhe der Vegetation zulässt (ROST 1996 S. 47).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Steuerung der Sukzession (O5.4) / Anlage von Hochstaudenfluren (O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Feldschwirl brütet in weitgehend offenem Gelände mit dichter Krautschicht und Vorhandensein von Warten. Zu den typischen Habitaten zählen frühe Sukzessionsstadien und Hochstaudenfluren. Im Verlauf einer Sukzession nimmt die Habitateignung aufgrund der zunehmenden Gehölzdeckung wieder ab. In der Maßnahme werden für den Feldschwirl z. B. durch Verbuschung suboptimal ausgeprägte Habitats optimiert oder neu angelegt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Standorte müssen in der Lage sein, die für den Feldschwirl benötigte Vegetation auszubilden. Staudenfluren mit hinreichender Vegetationshöhe und -dichte lassen sich nur auf nährstoffreichen Böden innerhalb kurzer Zeit entwickeln, in anderen Fällen ist die Entwicklungszeit länger. Ungeeignet sind in der Regel sehr magere und flachgründige Standorte.
- Keine Nutzungsaufgabe von anderweitig naturschutzfachlich bedeutsamen Standorten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 0,5 ha. Bei streifenförmiger Anlage (z. B. an Gewässern) idealerweise mind. 7 m Breite (BORN et al. 1990 S. 32), Mindestlänge 100m.
- Anlage / Entwicklung von Sukzessionsflächen oder Hochstaudenfluren mit einer für den Feldschwirl günstigen Vegetationsstruktur (s. o.). Günstig sind insbesondere Feuchtgrünlandbrachen, aber auch (feuchte) Windwürfe, Waldlichtungen oder Industriebrachen (z. B. Tagebau-Folgelandschaften: ROST 1996). Weiterhin können auch (in anderem Rahmen angelegte) junge Aufforstungsflächen in die Maßnahmenkonzeption einbezogen werden (Zulassen der Sukzession). Diese weisen allerdings lediglich eine temporäre Eignung auf. So werden junge Nadel- und Laubholzaufforstungen sowie Weichholzbestände bis zu einer Gehölzhöhe von ca. 2-3 m besiedelt, sofern kleine offene Flächen mit dichtem Krautwuchs (Vergrasungen) im Bestand vorhanden sind (ROST 1996 S. 46, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 102, BORNHOLDT 1993 S. 2).
- Entwicklung und Förderung von Verlandungsbereichen mit lichten Röhrichten (vgl. „Blaue Richtlinie“ MULNV 2010 S. 65 Anlage von Uferstreifen, S. 75 f. Maßnahmen im Uferbereich).
- Bei Dominanz von Gehölzen (> 50 %) Rodung bzw. Entbuschung. Dabei Erhalt einzeln stehender Büsche (z. B. Strauchweiden) als Warten, Höhe der Gehölze max. 2-3 m (ROST 1996 S. 45 f.).
- Nach den Ergebnissen von ROST (1996 S. 47) weisen bei Revierbesetzung nach Rückkehr aus dem Winterquartier Warten eine besondere Bedeutung auf. Nach ROST (1996 S. 47) können „auch größere, flächige Reisighaufen, wie sie z. B. durch den Abtrieb der immissionsgeschädigten Fichtenwälder im sächsischen Erzgebirge entstanden sind, (...) durchaus schon zu dieser Zeit besiedelbare Strukturen bilden (Glutz l. c.).“ Durch Anlage von Reisighaufen in ansonsten bei Ankunft der Feldschwirl homogenen Gebieten (die erst im weiteren Frühling in eine geeignete Struktur hineinwachsen wie z. B. Kahlschlagsflächen, ROST 1996 S. 47) kann daher die Attraktivität der Flächen gesteigert werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entbuschung bei starkem Aufkommen von Gehölzen, wobei einzelne Gebüsche stehen bleiben. Eine Mahd ist nicht grundsätzlich erforderlich. Falls die Maßnahmenfläche gemäht werden muss, soll diese erst ab Anfang September stattfinden und jährlich nur in Teilbereichen geschehen, so dass stets geeignete ältere Brachstücke zur Verfügung stehen (BORN et al. 1990 S. 32).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats durch Auflichtung) Wirksamkeit innerhalb von 1-2 Jahren. Bei der Entwicklung von Hochstaudenfluren Wirksamkeit je nach vorhandenem Pflanzenbestand und Wüchsigkeit der Fläche innerhalb von 2 bis 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind je nach Standortbedingungen meist innerhalb von bis zu 5 Jahren entwickelbar. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 208), BORN et al. (1990 S. 32), HÖLZINGER (1999 S. 539) und UHL (2009 S. 46) genannt. TESCH et al. (2010, Unterweser bei Bremerhaven) und HIELSCHER (1999, Brandenburg) belegen die Annahme von Feuchtwiesenbrachen durch den Feldschwirl. BUNZEL-DRÜKE et al. (2003, zit. bei Institut für Botanik und Landschaftskunde 2004 S. 11) berichten von einem Bestandsanstieg des Feldschwirls in der Lippeaue nach Verbrachung und Aufkommen von Stauden. Für Baden-Württemberg gibt der NABU Schorndorf (1998) an, dass geeignete Habitats u. a. auf nicht mehr bewirtschafteten Streuobstwiesen, Brachflächen und Sturmflächen entstanden. Brach- und Sturmflächen in Wäldern waren nach 2-3 Jahren Optimalhabitate für max. 4 Jahre. Mit dem Fortschritt der Sukzession wurden diese Flächen dann für den Feldschwirl immer uninteressanter, ab etwa dem 5.-6. Jahr kamen hier keine Feldschwirle mehr vor.
- (Weitere) wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von den Kenntnissen zu den besiedelten Habitats (Besiedlung von Windwürfen, Feuchtgrünland-Brachen und Industrie-Brachen) jedoch als hoch eingeschätzt. Es besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Um die Entwicklung geeigneter Strukturen sicherzustellen, ist ein nach Experteneinschätzung (Workshop 7.11.2011 LANUV) ein maßnahmenbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Feldschwirl besteht mit der Pflege und Entwicklung von Sukzessionsflächen auf wüchsigen Standorten eine Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Born, N.; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz 9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: S. 31-32.

Bornholdt, G. (1993): Feldschwirl – *Locustella naevia*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 1. Lieferung.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12 / 1. Passeriformes (3. Teil): Sylviidae - Zweigsänger, Seidensänger, Schwirle, Spötter. Aula-Verlag, Wiesbaden, 626 S.

- Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. Vogelwelt 120, Supplement: 261-271.
- Hölzinger, J. (1999): *Locustella naevia* (Boddaert, 1783) Feldschwirl. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1 Singvögel 1. Passeriformes – Sperlingsvögel: Alaudidae (Lerchen) – Sylviidae (Zweigsänger). Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 529-539.
- Institut für Botanik und Landschaftskunde Thomas Breunig (Bearb. Siegfried Demuth, Judith Knebel 2004): Ökologische Wirkung von PLENUM-Projekten. Literaturstudie. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 144 S.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21. Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011.
- NABU Schorndorf (1998): 21 Jahre Pflegemaßnahmen im NSG Rehfeldsee. <http://www.nabu-schorndorf.de/Feldschwirl.htm>, Abruf 2.8.2011.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
- Rost, F. (1996): Zu Biometrie und Ökologie des Feldschwirls *Locustella naevia* in Mitteldeutschland. Anz. Ver. Thüring. Ornithol. 3: 37-57.
- Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.
- Uhl, H. (2009): Wiesenvögel in Oberösterreich 2008. Ergebnisse der landesweiten Bestandserhebungen 1994 bis 2008 und Naturschutzbezüge. Projektbericht April 2009. Im Auftrag Amt der Oö. Landesregierung Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz

1.9 Feldsperling (*Passer montanus*)

Feldsperling *Passer montanus* ID 12

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Feldsperlinge brüten in Baumhöhlen und Nischen, oft auch in Nistkästen. Kolonieartiges Brüten ist ebenso möglich wie Einzelbruten. Die Art hat für einen Singvogel einen relativ großen Aktionsraum von bis zu > 300 m (BAUER et al. 2005 S. 457; bis 2,4 km nach TAPPE & NOTTEMEYER-LINDEN 2005). Die Ortstreue ist meist hoch ausgeprägt, da Feldsperlinge ganzjährig anwesend sind. Als Fortpflanzungsstätte wird die besetzte Höhle, das Revierzentrum bzw. die „Kolonie“ abgegrenzt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes ist eine Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten in der Regel nicht erforderlich.

Ruhestätte: Gruppenschlafplätze des Feldsperlings bestehen in Bäumen, Büschen und Hecken sowie teilweise in Höhlen (bis zu 7 Individuen gleichzeitig). Nach Aufgabe der Gemeinschaftsschlafplätze nach dem Laubfall sammeln sich mehrere Individuen bis zu kleinen Schwärmen, um dann einzeln Schlafhöhlen aufzusuchen (BAUER et al. 2005 S. 459). Traditionell von mehreren Individuen genutzte Schlaf- und Zufluchtsplätze werden als Ruhestätte abgegrenzt. Darüber hinaus sind Ruhestätten einzelner Individuen unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet
- Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Bruthabitat: Feldsperlinge sind Höhlenbrüter und nutzen Specht- oder Naturhöhlen, Nischen an Gebäuden sowie Nistkästen für die Jungenaufzucht. Selten werden auch freistehende Nester in Gehölzen angelegt (BAUER et al. 2005 S. 459).
- Im Gegensatz zum Haussperling bevorzugt der Feldsperling (mit dem er oft zusammen vorkommt) Brutplätze in Bäumen. Er ist Charaktervogel der traditionell bäuerlichen Kulturlandschaft und stark an Offenlandschaften mit landwirtschaftlicher Nutzung gebunden. Dabei kann er auch nahezu baumfreie Agrarlandschaften besiedeln und dort in den Querrohren von Mittelspannungsleitungen brüten (KÖNIG in SUDMANN et al. 2012).
- Nahrungshabitat: Der Feldsperling ernährt sich überwiegend von Sämereien, zu Beginn der Brutzeit auch von kleinen wirbellosen Tieren. Die Nahrungssuche erfolgt in landwirtschaftlich genutztem Umland von Siedlungen, in Obst- und Kleingärten, Brachflächen, Waldrändern etc: in einem Umkreis von bis zu mehreren hundert Metern vom Brutplatz (BAUER et al. 2005 S. 457).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Feldsperlinge verteidigen nur einen kleinen Bereich um ihr Nest gegenüber Artgenossen, Nahrungshabitate werden meist gemeinschaftlich im Scharm genutzt (BAUER et al. S. 458).

Maßnahmen

1. Entwicklung und Optimierung baumbestandenen Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume O3.1.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In baumbestandenem Grünland (Streuobstwiesen, Kopfbäume u. a.) die derzeit z.B. aufgrund mangelnder Pflege oder zu geringer Größe ungenügende Habitatstrukturen für den Feldsperling aufweisen, werden Maßnahmen zur Herstellung bzw. Optimierung durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Aktuell verbrachte, verfilzte o. a. aufwertungsfähige, baumbestandene Grünlandfläche. Neben Streuobstbeständen können lokal auch verschiedene Kopfbaumarten geeignet sein.
- Keine (sehr) wüchsigen Standorte, alternativ vorherige Ausmagerungsphase.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Pakete 4301 und 4302: „Erhaltung und Ergänzung von Streuobstwiesen“) sowie bei MULNV (2009; weitere Details zu Streuobstwiesen z. B. bei ARGE Streuobst 2010).
- Pflege der Bäume: Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen (s. u.). Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen.
 - Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
 - Baumpflege: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
 - Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010 S. 8).
- Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
- Bei Mangel an für den Feldsperling geeigneten Nisthöhlen ist die Maßnahme in Kombination mit dem (temporären) Aufhängen von Nistkästen durchzuführen (Maßnahme 2).
- Grünlandpflege: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Weiterhin sind für den Feldsperling folgende Aspekte zu beachten:
 - Wichtig für den Feldsperling sind fruchtende bzw. Samen tragende Gräser und Kräuter als Nahrungsquelle. Diese können bei Wiesen durch die Anlage von alle 2-4 Jahre gemähten „Altgrasstreifen“ oder –flächen geschaffen werden (FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008), so dass auch mehrjährige Pflanzenarten Früchte ausbilden können. Auch Feldwege mit Krautsaum können in die Maßnahme einbezogen werden, sofern kein besonderes Kollisionsrisiko besteht. Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen (mit Früchten / Pflanzensamen) gewährleistet, ggf. sind Bereiche auszuzäunen. Die Umzäunung soll idealerweise mit Holzpflocken erfolgen (Sitzwarten). Bei einer Nutzung als Weide sind die Obstbäume vor Verbiss zu schützen.

- Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter durch Einsatz **primär mit naturraumtreuem Saatgut** (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), **mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014) zu erhöhen mit autochthonem Saatgut** zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für den Feldsperling zu erhöhen.
- **Kleinstrukturen** wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010 S. 12) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume; Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben (Details bei MULNV 2009 und ARGE Streuobst 2010).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes:
- Bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, Anlage von Kleinstrukturen, ggf. Schnittpflege vorhandener Gehölze) ist eine Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich.
- Die Zeitdauer für ggf. erforderliche Ausmagerungen hängt von der Wüchsigkeit des Ausgangsbestandes ab und kann auch eine mittel- bis langfristige Zeitspanne erfordern.
- (Vollständige) Neupflanzungen aus Gehölzen erreichen frühestens nach 10-15 Jahren die Struktur einer Streuobstwiese, die Entwicklung eines Baumhöhlenangebotes beansprucht deutlich > 10 Jahre. Soweit das Höhlenangebot des Altbaumbestandes nicht ausreicht, kann die Zeitspanne durch das temporäre Aufhängen von Nistkästen überbrückt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen weisen mit Ausnahme der Entwicklung eines ausreichenden Baumhöhlenangebotes eine kurzfristige Entwicklungsdauer auf. Durch das ergänzende Anbringen von Nisthilfen kann jedoch auch bei nicht ausreichendem Brutplatzangebot eine kurzfristige Wirksamkeit der Maßnahme erreicht werden. Die Maßnahmen werden in der Literatur z. B. von HÖTKER (2004) empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Neupflanzung / Notwendigkeit einer Ausmagerung mittel- bis langfristige Wirksamkeit beachten)

2. Anlage von Nistkästen (AV1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Feldsperling brütet natürlicherweise in Baumhöhlen und Nischen. In der Maßnahme wird bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten durch Nisthilfen das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Lichter Standort mit Gewährleistung freien Anfluges, kein oder nur wenig überragendes Blätterdach / Zweige über dem Kasten (STEINER et al. 1989).
- Feldsperlinge können für kleine Singvögel große Aktionsräume aufweisen (> 2 km, TAPPE & NOTTMEYER-LINDEN 2005). Aus energetischer Sicht ist jedoch eine Nahrungssuche im Umfeld zur Bruthöhle günstig. Nahrungshabitate sollen daher nicht weiter als 300 m vom Nistkasten entfernt liegen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für den Feldsperling können auch andere Höhlenbrüter profitieren (z. B. Kohlmeise). Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar mind. 3 artspezifische Nisthilfen anzubieten. Die Nisthilfen werden in räumlicher Nähe (ca. 50 m) zueinander angebracht.
- Verwendung von artspezifischen Nistkästen für den Feldsperling mit Fluglochdurchmesser 32 mm (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001 S. 77), Aufhänge-Höhe > 2,5 m, nicht für Katzen o. a. erreichbar.
- Das Aufhängen von Nistkästen ist im Siedlungsbereich als separate Maßnahme möglich, wenn ansonsten günstige Habitatbedingungen für den Feldsperling vorhanden sind. Außerhalb von Siedlungen soll die Maßnahme nur übergangsweise (bis zur Entwicklung von Naturhöhlen) angewandt werden. Sofern noch nicht vorhanden (z. B. in der ausgeräumten Feldflur), soll die Maßnahme mit der Anlage / Pflege von Hecken kombiniert werden (unter Beachtung der Ansprüche von Arten, die empfindlich gegenüber Vertikalstrukturen reagieren und unter Beachtung des Paketes 4400 „Heckenpflege“ im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, LANUV 2010).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Nistkästen sind geeignet, um kurzfristig Fortpflanzungsstätten bereit zu stellen. Bei Höhlenmangel kann es sinnvoll sein, neben den Nistkästen auch Gehölze anzupflanzen, um für eine mittel- bis langfristige Wirksamkeit ein Angebot natürlicher Höhlen bereit zu stellen (z. B. Maßnahme Anpflanzung von Obstbäumen als Streuobstwiese).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nisthilfen werden vom Feldsperling teilweise unmittelbar angenommen (z. B. STEINER et al. 1990 S. 212). Um den Sperlingen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 458) empfohlen. Die Annahme von Nisthilfen kann für den Feldsperling als gesichert gelten (z. B. HANNOVER 1989, STEINER et al. 1989, 1990, WEISE 1994).
- Der Eignungsgrad wurde mit „hoch“ bewertet (Expertenworkshop 9.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Feldsperling bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme 1 hat eine höhere Priorität gegenüber Maßnahme 2.

Quellen:

ARGE Streuobst (2010): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albtrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales“. http://www.bissingen.kdrs.de/servlet/PB/show/1283023/endafassung_brosch_lifvogelschutz.pdf, Abruf 13.12.2011

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.

Fuchs, S.; Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany: A2 Corn Bunting, A3 Whinchat. www.bfn.de, 144 S.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.

Hannover, B. (1989): Bestandsentwicklung und Brutbiologie des Feldsperlings (*Passer montanus*) auf der Korbacher Hochfläche (Nordhessen). Vogelkundliche Hefte Edertal 15: 52-64.

Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2009): Streuobstwiesenschutz in Nordrhein-Westfalen Erhalt des Lebensraumes, Anlage, Pflege, Produktvermarktung. <http://www.umwelt.nrw.de/naturschutz/pdf/streuobstwiesenschutz.pdf>, Abruf 12.12.2012

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

Steiner, G.; Schütte, F.; Schöber, B. (1989): Brutplatzwahl und Bruterfolg des Feldsperlings (*Passer montanus*) in landwirtschaftlich genutzten Vergleichsbetrieben. In Kutter, W. (Hrsg.): Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XVIII, S. 799-805.

Steiner, G.; Schöber, B.; Schütte, F. (1990): Der Feldsperling *Passer montanus* L. – ein Opfer landwirtschaftlicher Technologien? In Riewenherm, S.; Lieth, H. (Hrsg.): Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Band XIX / II, Osnabrück 1989: S. 210-215.

Tappe, K.; Nottmeyer-Linden, K. (2005): Aktionsräume und Zeitbudgets von Feldsperlingen während der Jungtieraufzucht auf einem Obsthof in Ostwestfalen. Poster zur 138. Jahresversammlung der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft 29. September – 4. Oktober 2005 in Stuttgart. Vogelwarte 44:50 / Poster: http://www.bshf.de/images/projekte/sperling/sperling_ergebnis.pdf, Abruf 12.7.2011.

Weise, R. (1994): Brutbiologische Parameter des Feldsperlings, *Passer montanus* L.; in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. Thüringer Ornithologische Mitteilungen 43/44 (1993/1994): 61-68.

1.10 Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*)

Flussregenpfeifer *Charadrius dubius* ID 13

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Flussregenpfeifer benutzt als Nistplatz eine Bodenmulde auf grobkörnigem Substrat. Das „Nest“ wird jedes Jahr neu gebaut. Die Ortstreue kann hoch ausgeprägt sein, wenn die Lebensraumbedingungen optimal und konstant sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 177). Wegen natürlicher Habitatveränderungen (Sukzession) kann es jedoch auch zu kurzfristigen Umsiedlungen kommen. Da Flussregenpfeifer Nestflüchter sind, ist auch der zur Jungenaufzucht notwendige Bereich der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. Daher umfasst die Fortpflanzungsstätte den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flüggewerden der Jungtiere. Hilfsweise kann eine strukturell geeignete Fläche von > 0,4 ha um den Neststandort / das Revierzentrum abgegrenzt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 176 nennen 0,4 ha als Minimalbereich für die Besiedlung in Kiesgruben; BAUER et al. 2005 S. 428 0,2 ha als Extremfall).

Ruhestätte: Flussregenpfeifer ruhen am Boden. Außerhalb der Brutperiode werden vor allem nahrungsreiche und vegetationsarme Uferbereiche von Fließ- oder Stillgewässern aufgesucht, auch Flut- oder Klärbecken. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Bei Rastvögeln werden nur regelmäßig von Gruppen genutzte Standorte als Ruhestätte aufgefasst.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

● Vorkommen im Gemeindegebiet

- Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Flussregenpfeifer benötigt für die Brutansiedlung vegetationsarme Flächen mit grobkörnigem Substrat (grobe Krümelung der Bodendecke oder durch Pflanzenteile usw. aufgelockerte und unterbrochene Stellen auf homogenem Untergrund) als Nist- und Schlafplatz und eine nahegelegene flachgründige Süßwasserstelle als Nahrungsgebiet. Feinkörnige Böden sind ungeeignet, was möglicherweise mit der abnehmenden Tarnwirkung der Gelege- und Gefiederzeichnung zusammenhängt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 174 ff.).
- Als ursprüngliche Brutbiotope gelten Schotter-, Kies- und Sandufer sowie –inseln von Flüssen. Typische „anthropogene“ Biotope sind z. B.: vegetationsarme Schotter- und Kiesgruben, Steinbrüche, abtrocknende Ufer von Fisch- und Klärteichen, Filterbecken, Schlammteiche (Erzbergbau, Zuckerfabriken), Rieselfelder, Talsperren, Schlacken- und Abraumhalden, Aufschüttungsgelände mit Wassertümpeln von Braunkohlen-Tagebaugruben, Ruderalgelände, Planierungsflächen, Großbaustellen, Deponien, Halden, Spülflächen (ALBRECHT et al. 2005, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 175, MILDENBERGER 1982, S. 274, HAMANN in NWO 2002, S. 102). Bei anthropogenen Biotopen können die Nester auch auf Flachdächern, Betonfundamenten o. a. angelegt werden (ebd. S. 178, Biologische Station Rieselfelder Münster 1981), jedoch fehlen hier Nahrungshabitate in unmittelbarer Nähe. Auch nasse, vegetationsarme Äcker können besiedelt werden (OPITZ 1996 S. 142). Die Nahrungsflächen können bis zu 3 km von den Nistplätzen entfernt liegen (MILDENBERGER 1982, S. 274).
- Nach der Brutzeit werden vegetationsarme, nahrungsreiche Flachufer stehender oder fließender Gewässer aufgesucht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 176).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Während der Brutzeit ist der Flussregenpfeifer territorial. Bei lokaler Häufung von Brutpaaren können die Territorien sehr klein sein bis hin zu kolonieartigem Brüten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 183). Auf einer 10 ha großen Kiesgrube in Kaarst (Rheinkreis Neuss) brüteten 1971 und 1972 jeweils etwa 20 Paare (BESER 1977).

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von vegetationsarmen Kies- und Schotterbänken (O4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Flussregenpfeifer brütet auf vegetationsarmen Flächen mit grobkörnigem Material (z. B. Kies, Schotter). In der Maßnahme werden für den Flussregenpfeifer geeignete Brutstandorte bereitgestellt oder optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Dies gilt auch für Naherholung, Angelsport und Wassersport.
- Übersichtliches Umfeld von > 1 ha (in Anlehnung an den Raumbedarf zur Brutzeit von 1-2 ha nach FLADE 1994 S. 549).
- Der Flussregenpfeifer stellt grundsätzlich geringe Ansprüche an den Maßnahmenstandort, wie zahlreiche (temporäre) Vorkommen an stark anthropogen überprägten Stellen zeigen, die seine wesentlichen Habitatanforderungen erfüllen (z. B. lückige Ruderalflächen, Großbaustellen). Bei der Anlage von künstlichen Aufschüttungen sollen diese in einem ökologischen Zusammenhang mit prinzipiell besiedelbaren Habitaten liegen und auch nicht zu einer Zerstörung anderweitig naturschutzfachlich wertvoller Biotope führen (BAUER et al. 2005 S. 442, OSING 1993 S. 428). Sofern eine Aufschüttung durchgeführt wird, soll sie auch unter bodenkundlichen Gesichtspunkten in die Umgebung des Standortes passen. Gut geeignet sind daher z. B. aktuell durch Sukzession zuwachsende Abbaugruben (Sand, Kies) oder ausgedehnte Uferzonen, die idealerweise bereits ein geeignetes Substrat aufweisen (so dass hier statt Aufschüttungen auch Abtragungen von Bodenschichten erfolgen können).
- Flachgründige Süßwasserstellen sind in unmittelbarer Nähe vorhanden oder innerhalb der Maßnahmenfläche herzustellen, wobei eine dauerhafte Wasserführung während der Brutzeit des Flussregenpfeifers zu gewährleisten ist.
 - HÖLZINGER (1975, zit. bei LEUZINGER 2002 S. 126) stellte fest, dass bei Fehlen von Wasserstellen (günstige Nahrungshabitate) im Nistbereich räumlich getrennte Nahrungshabitate in bis zu 2,2 km Entfernung aufgesucht wurden, nach GATTER (1971, zit. ebd.) sogar in bis zu 5 km Entfernung, nach MILDENBERGER (1982, S. 274) sind es 3 km. Lebensräume mit direkter Wassernähe werden jedoch bevorzugt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 174, OSING 1993 S. 428), da die Jungen zu diesen Nahrungsgebieten geführt werden müssen. Zudem sind nahegelegene Nahrungsflächen auch während der Brutzeit auch aus energetischer Sicht günstiger und die Brutgebiete lassen sich durch ständige Anwesenheit beider Paarpartner besser verteidigen.
- Bei Standorten mit Wasserstandsschwankungen soll die Maßnahmenfläche vor möglichen Sommerhochwassern sicher (hoch genug) liegen, da diese sonst mögliche Verlustursachen darstellen (JÜRGENS 2000 S. 10, METZNER et al. 2003 S. 79 f.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und im Regelfall mind. 1 ha (MALTEN & WERNER 2015: 2) ~~0,5 ha übersichtlicher, nur spärlich bewachsene Fläche (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 176 sind 0,4 ha als Minimalbereich für die Besiedlung in Kiesgruben genannt).~~ Innerhalb dieser Fläche sind an mind. 2 Stellen mit leicht erhöhter Lage grobkiesige oder -schottrige Flächen mit mind. je 100 qm Fläche zu schaffen (für Kies Korngröße 10-30 mm, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 178), entweder durch Aufschüttung oder (bevorzugt) durch Freistellung bei bereits vorhandenem geeignetem Substrat. Die weitere Umgebung der Fläche ist von größerem Pflanzenbewuchs (z. B. aufkommende Weidenverjüngung) freizuhalten (in Anlehnung an HÖLZINGER 1987 S. 991).
- Eine Alternative ist bei MATTHES (1989 S. 657, >10 ha großes Abraumgelände bei Worms) beschrieben: Auf der Maßnahmenfläche wurden auf dem sandigen Boden im Abstand von 50-70 m Nisthilfen angelegt, in dem pro Nisthilfe ein 12-Liter Eimer mit Kies (Korngröße 10-30 mm) auf 2-3 qm verteilt wurde, ergänzt durch 8-10 Grobschotter mit 80-

150 mm Durchmesser, die regellos der Kiesschüttung hinzugefügt wurden. In ähnlicher Weise wurden vom NABU Herne (o. J.) auf einem alten, offenen Zechengelände inselartig Schubkarrenladungen von Kies ausgebracht. Pro Paar sind mind. 5 dieser alternativen Nisthilfen anzulegen.

- Sofern nicht vorhanden: Anlage mehrerer kleiner Flachwasserbereiche mit dauerhafter Wasserführung während der Brutzeit. Pro Paar mind. 3 Kleingewässer mit insgesamt bis 0,5 ha Gesamtgewässergroße.
- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (v. a. Freizeitnutzung, Angeln, Wassersport: BAUER et al. 2005 S. 428, HÖLZINGER 1975, OPITZ 1996 S. 146) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (April bis Juli) im Umfeld von ca. 50 m um die Maßnahmenfläche.
- Wo lokal möglich, kann auch durch die Regelung des Einstauregimes vorhandener Staugewässer (z. B. Rieselfelder, Schlammteiche, Klärteiche, Fischteiche, Vorsperren von Talsperren) Bruthabitat bereitgestellt werden. Dies ist jedoch auch auf die Bedürfnisse anderer dort vorhandener Arten abzustimmen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmenfläche ist bis auf spärlichen Bewuchs durch krautige Pflanzen offen zu halten. Die Pflegemaßnahmen sollen außerhalb der Brutzeit stattfinden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ggf. kann die natürliche Sukzession verhindert / verlangsamt werden, indem eine Magerbetonschicht unter dem Substrat eingebracht wird (HÖLZINGER 1987 S. 991). Diese Maßnahme ist jedoch wegen der langfristigen Bodenveränderung umstritten (OPITZ 1996 S. 146). Alternativ kann auch mit Wurzelfolie gearbeitet werden, wodurch zwar keine dauerhaften Baukörper wie Betonschichten ausgebracht wird, aber dennoch ein nicht verrottbarer Fremdkörper.
- Das künstliche Konstanthalten eines frühen Sukzessionsstadiums kann zu Konflikten mit anderen Naturschutzziele führen. Die o. g. Maßnahme erfordert in der Regel kontinuierliche Pflegeeingriffe zur Verhinderung oder Verlangsamung des Vegetationswachstums. Mittel- und langfristig ist daher die Renaturierung von Auen und die Wiederherstellung natürlicher Überflutungsprozesse anzustreben, bei der für den Flussregenpfeifer dynamisch immer wieder neue Lebensräume entstehen (BAUER et al. 2005 S. 442, METZNER et al. 2003). Da das Entstehen von für den Flussregenpfeifer geeigneten Habitaten hierbei aber weder zeitlich noch räumlich konkretisiert werden kann, wären für einen hinreichenden Maßnahmenerfolg sehr große Flächen mit Anschluss z. B. an Auendynamik erforderlich (z. B. METZNER et al. 2003). Dies kann in der Regel im Rahmen des Artenschutzes bei der Bewältigung projektbedingter Störwirkungen nicht bewältigt werden.
- Wird die Maßnahme im Rahmen einer Fließgewässerrenaturierung durchgeführt, ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010) zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen zur Kiesaufschüttung und zur Biotoppflege sind unmittelbar nach Umsetzung bzw. in der nächsten Brutperiode wirksam. Der Flussregenpfeifer ist als eine an Flussdynamik angepasste Art in der Lage, auch kurzfristig neu entstandene Biotope anzunehmen (OPITZ 1996 S. 146), mitunter sogar während der Bauzeit auf Großbaustellen oder während der Abgrabungstätigkeit in Kiesgruben (z.B. HAMANN in NWO 2002, S. 102).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 428) und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999 S. 175 f.) vorgeschlagen. Flussregenpfeifer sind als an die Flussdynamik angepasste Arten in der Lage, sehr schnell auf veränderte Landschaftsstrukturen zu reagieren (OPITZ 1996 S. 146, HAMANN in NWO 2002, S. 102). Die kurzfristige Annahme von anthropogenen Habitaten ist zahlreich belegt (z. B. OPITZ 1996 S. 142, HARTMANN 1997 S. 58, HÖLZINGER 1987 S. 991, JEDICKE 2000 S. 136, MATTHES 1989 S. 658).
- Widersprüchliche Ergebnisse liegen nicht vor. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „hoch“ bewertet (Expertenworkshop 9.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Flussregenpfeifer besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen. Die benötigten Habitate lassen sich kurzfristig herstellen.

Quellen:

- Albrecht, C., U. Dworschak, T. Esser, H. Klein & J. Weglau (2005): Tiere und Pflanzen in der Rekultivierung. 40 Jahre Freilandforschung im Rheinischen Braunkohlenrevier. Acta Biologica Benrodis, Supplement 10. Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Beser, H.J. (1977): Zur Brutökologie des Flussregenpfeifers (*Charadrius dubius*) in zwei Kiesgruben am Niederrhein. Charadrius 13: 65-70.
- Biologische Station Rieselfelder Münster (1981): Die Rieselfelder Münster. Europareservat für Wat- und Wasservögel. Selbstverlag, Münster.
- Flade M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschland: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag; Eching.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 6. Charadriiformes (1. Teil): Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 839 S.
- Hartmann, H.-B. (1997): Der Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*) im Eichsfeld. Beiträge zur Vogelwelt des Eichsfeldes, Heiligenstadt, S. 56-58.
- Hölzinger, J. (1975): Untersuchungen zum Verhalten des Flussregenpfeifers *Charadrius dubius* bei gestörtem und ungestörtem Brutablauf. Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern 14: 166 - 173.
- Hölzinger, J. (1987 Bearb.): Flußregenpfeifer – *Charadrius dubius* Scopoli, 1786. In: In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 983-993.
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.
- Jürgens, D. (2000): Flussregenpfeifer - *Charadrius dubius*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung

Leuzinger, H. (2002): Der Ägelsee bei Frauenfeld als Nahrungs- und nachbrutzeitlicher Sammelplatz des Flußregenpfeifers *Charadrius dubius*. Ornithologischer Beobachter 99 (2): 122-127.

Malten, A.; Werner, M. (2015): Maßnamenblatt Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*). Versionsdatum: 01. November 2015. https://vswffm.de/v/vsw/content/e3884/e4580/e5047/FRP_Manahmeblatt_End.pdf, Abruf 24.01.2018

Matthes, W. (1989): Der Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*) im Raum Worms / Rhein unter besonderer Berücksichtigung des Sekundärbiotops „Silbersee“ bei Roxheim. Beobachtungs- und Beringungsergebnisse. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 5: 637-681.

Metzner, J.; Heßberg, A. v. Völkl, W. (2003): Entstehen durch Flussrenaturierung neue Primärhabitats? Bestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten nach dem Wiederzulassen dynamischer Prozesse am Main. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 35(3): 74-82.

Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (*Gaviiformes* - *Alcidae*). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011

Naturschutzbund Deutschland e. V. (NABU, o. J.): Flussregenpfeifer in Herne. <http://www.nabu-herne.de/flora-und-fauna-in-herne/flussregenpfeifer/>, Abruf 22.8.2011.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Opitz, H. (1996): Brutbestand und Verbreitung des Flußregenpfeifers (*Charadrius dubius*) am südlichen Oberrhein. In: Naturschutz südl. Oberrhein 1: 141-148.

Osing, H. (1993): „Zwischen Mensch und Natur“. Der Flußregenpfeifer – Vogel des Jahres 1993 (Ergebnisse einer Fachtagung in Bad Hersfeld vom 2. bis 3.10.1993). Der Falke 29 (12): 423-429.

1.11 Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*)

Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* ID 16

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Gartenrotschwanz brüdet in Baumhöhlen, Nischen (auch an Gebäuden) und oft auch in Nistkästen. Seltener kommen frei stehende Nester und Bodenbruten vor. Die Brutortstreue ist in der Regel hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005 S. 424). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Der Gartenrotschwanz nächtigt in Baumkronen von Laub- und Nadelbäumen oder in Nischen und Dachvorsprüngen von Gebäuden; das Weibchen nutzt zur Brutzeit auch die Nisthöhle als Schlafplatz (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet
- Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Gartenrotschwanz ist Brutvogel in lichten oder aufgelockerten Altholzbeständen in Wäldern, Waldrändern und -lichtungen, lichten Kiefernwäldern, Streuobstbeständen, Grünlandbereichen mit Kopfweidenreihen, halboffenen Heidelandschaften bis hin zu Gärten, Parks und Friedhöfen (hier durch Nistkästen teilweise hohe Dichte). Die Art brüdet in Naturhöhlen (Baumhöhlen, Nischen) oder auch an Gebäuden (Nischen, Nistkästen; BAUER et al. 2005 S. 425, FUHRMANN in NWO 2002, S. 202, MILDENBERGER 1984, S. 351), besonders in Kiefernbeständen kommen auch freistehende Nester und Bodenbruten vor (FUHRMANN in NWO 2002, S. 203). Neben dem Angebot von Bruthöhlen ist ein verfügbares Nahrungsangebot (Kleintiere) wichtig. Insbesondere die Erreichbarkeit der Nahrung ist von Bedeutung für die Habitatwahl des Gartenrotschwanzes (kurzwüchsige und spärliche Vegetation, SCHAUB et al. 2010, Martinez et al. 2009, MARTINEZ et al. 2010). MARTINEZ (2010) und MARTINEZ et al. (2010) konnten feststellen, dass in geeigneten Gartenrotschwanzrevieren durchschnittlich knapp über 30 % der Bodenfläche mit lückigen Vegetationstypen bedeckt waren. Zudem ist der Anteil an frisch gemähten (daher kurzrasigen) Wiesen während der Jungenaufzuchtzeit relevant (MARTINEZ 2010, MARTINEZ et al. 2010).
- Ausreichend Sing- und Ansitzwarten; Ansitzwarten für die Insektenjagd in > 0-2 m Höhe werden bevorzugt (WICHMANN & DONNERBAUM 2001).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Gartenrotschwanz ist reviertreu, teilweise auch nistplatztreu. Umsiedlungen erfolgen nur ausnahmsweise über größere Entfernungen; zudem liegt eine ausgeprägte Geburtsortstreue vor. Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1988 S. 367) siedeln etwas über 20 % der aus dem Winterquartier wiederkehrenden Jungvögel in < 1 km zum Nistplatz an, doch scheinen auch Fremdansiedlungen in > 100 km vorzukommen. Daher sollen Maßnahmen idealerweise unmittelbar an die betroffenen Reviere angrenzend (bis ca. 1 km) durchgeführt werden.

Sonstige Hinweise

Der Gartenrotschwanz ist in NRW sehr stark rückläufig, wobei die genauen Rückgangsursachen unbekannt sind (SUDMANN et al. 2008). Deshalb ist bei den Ausgleichsmaßnahmen der betroffene Habitattyp bevorzugt in unmittelbarer Umgebung zu ersetzen.

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Gartenrotschwanz brüdet natürlicherweise in Baumhöhlen und Nischen. In der Maßnahme wird bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten durch Nisthilfen das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Mit Ausnahme des Vorhandenseins ausreichender Bruthöhlen müssen die sonstigen Habitatanforderungen des Gartenrotschwanzes erfüllt werden (Alternativ Durchführung in Kombination mit der Maßnahme Anpflanzung von Obstbäumen als Streuobstwiese).
- Aufgrund der Revier- und Geburtsortstreue des Gartenrotschwanzes sollen Nisthilfen idealerweise entweder im direkten Bereich bestehender Reviere oder unmittelbar angrenzend (bis ca. 1 km), angebracht werden (s. o.).
- Aufgrund der Anforderungen an insektenreiche und schütter bewachsene oder kurzwüchsige Nahrungshabitate eignen sich besonders nährstoffärmere Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für den Gartenrotschwanz können auch andere Höhlenbrüter profitieren. Da weiterhin für den Gartenrotschwanz insbesondere solche Reviere eine hohe Attraktivität aufweisen, in denen ein Angebot an mehreren potenziellen Bruthöhlen besteht (MARTINEZ 2009), sind pro betroffenem Paar mind. 3 artspezifische Nisthilfen anzubringen.
 - Nisthilfen sollten unter einen waagrechten Ast (> 2 m über Bodenniveau) gehängt werden. Von Vorteil ist, wenn in einem Obstgarten verschiedene Nistkastentypen angeboten werden. Idealerweise sollten etwa die Hälfte der Kästen bis Mitte April verschlossen bleiben oder spät aufgehängt werden, damit nicht andere Arten Einzug halten (BAUSCHMANN et al. 2013). Das Einflugloch sollte größer sein als 32 mm. Der Gartenrotschwanz bevorzugt größere Einfluglöcher (z.B. ovale Öffnung 3 cm breit, 6 cm hoch) und alte, also ~~verwitterte~~ mit Moos bewachsene Nistkästen (BAUSCHMANN et al. 2013, SCHUDEL 2009). Nistkästen mit zwei Einfluglöchern sind ebenfalls gut geeignet (SVS / BirdLife Schweiz 2006).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind **außerhalb der Brutzeit** mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Nistkästen sind geeignet, um kurzfristig Fortpflanzungsstätten bereit zu stellen. Bei Höhlenmangel kann es sinnvoll sein, neben den Nistkästen auch Gehölze anzupflanzen, um für eine mittel- bis langfristige Wirksamkeit ein Angebot natürlicher Höhlen bereit zu stellen (z. B. Maßnahme: Anpflanzung von Obstbäumen als Streuobstwiese).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nisthilfen können vom Gartenrotschwanz unmittelbar angenommen werden. Um den Rotschwänzen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollten die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Geeignete Nistplätze können kurzfristig zur Verfügung gestellt werden.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt (BAUSCHMANN et al. 2013); Nisthilfen werden vom Gartenrotschwanz gern angenommen (z.B. BAUER et al. 2005, Übersicht in ZANG et al. 2005). [Wissenschaftliche Nachkontrollen mit positivem Ergebnis liegen im Rahmen einer CEF-Maßnahme durch PROLINGHEUER \(2016\) vor.](#) Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „hoch“ bewertet (Expertenworkshop 9.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung und Optimierung baumbestandenen Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume (O3.1.3))

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In baumbestandenem Grünland (Streuobstwiesen, Kopfbäume u. a.), die derzeit z.B. aufgrund mangelnder Pflege oder zu geringer Größe ungenügende Habitatstrukturen für den Gartenrotschwanz aufweisen, werden Maßnahmen zur Herstellung bzw. Optimierung durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Aktuell verbrachte, verfilzte o. a. aufwertungsfähige, baumbestandene Grünlandflächen. Neben Streuobstbeständen können lokal auch verschiedene Kopfbaumarten geeignet sein.
- Magere bis mittlere Böden, keine wüchsigen Standorte, die eine hohe und dichte Vegetation ausbilden (alternativ vorherige Ausmagerungsphase oder Oberbodenabschiebung: SCHUDEL 2009).
- Durchführung vorzugsweise in Landschaften mit baumbestandenem Grünland und bei Betroffenheit von Gartenrotschwänzen in diesen Habitaten (d. h. nicht in waldgeprägten Habitaten wie bei der Maßnahme: Erhalt von Altholzbeständen / Auflichtung von (Kiefern-) Wäldern / Strukturierung von Waldrändern mit Saum).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Pakete 4301 und 4302: „Erhaltung und Ergänzung von Streuobstwiesen“) sowie bei MULNV (2009) (weitere Details zu Streuobstwiesen z. B. bei ARGE Streuobst 2010).
- Pflege der Bäume: Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen (s. u.). Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen.
 - Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
 - Baumpflege: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
 - Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010 S. 8).
- Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
- Bei Mangel an für den Gartenrotschwanz geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit der Maßnahme: (temporäres) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden).
- Grünlandpflege: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Weiterhin sind für den Gartenrotschwanz folgende Aspekte zu beachten:
 - Schaffung und Pflege von Bereichen mit lückiger (ruderaler) Bodenvegetation auf mind. 30 % der Revierfläche (in Anlehnung an MARTINEZ 2010 S. 18) z. B. durch Abschieben des Oberbodens (SCHUDEL 2009), Auftrag nährstoffarmer Substrate oder Fräsen der Grasnarbe. Alternativ (idealerweise in Kombination) sollen Grünlandflächen mit dichterem Grasnarbe (z. B. Wiesen, Weiden) in derselben Größenordnung während der Brutzeit kurzrasige Bereiche mit max. 20 cm Vegetationshöhe aufweisen (in Anlehnung an MARTINEZ et al. 2010 S. 302). Die lückig-kurzrasigen Bereiche sollen an mehreren Stellen im Revier verteilt werden und mit Bereichen höherer Vegetation (z. B. Altgrasstreifen oder -flächen) abwechseln, um einen hohen Grenzlinieneffekt zu erzielen (ebd.) BAUSCHMANN et al. (2013) empfehlen die frühe Mahd von Teilflächen zu Beginn der Brutsaison (Hintergrund ist die Schaffung von kurzwüchsigen Nahrungsflächen), gefolgt von einer gestaffelten Bewirtschaftung, um ein Nutzungsmosaik mit variierendem Nahrungsangebot zu schaffen.
 - Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte bzw. der Beweidungsrhythmus von Teilflächen so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen (mit Früchten / Pflanzensamen) gewährleistet. Ziel ist ein Nutzungsmosaik unter Erhaltung von ca. 20 % höherwüchsiger Vegetation (STÜBING & BAUSCHMANN 2013, S. 93). Ggf. sind bei Dauerbeweidung Teilbereiche auszuzäunen. Die Umzäunung soll idealerweise mit Holzpflocken erfolgen (Sitzwarten). Bei einer Nutzung als Weide (bevorzugt Schafweide) sind die Obstbäume vor Verbiss zu schützen. Bereits zu Beginn der Brutsaison ist eine frühe Beweidung von Teilflächen empfehlenswert (BAUSCHMANN et al. 2013).
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter durch Einsaat primär mit naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014) zu erhöhen mit autochthonem Saatgut zu erhöhen, um Insekten und andere Wirbellose zu fördern und so das Nahrungsangebot für den Gartenrotschwanz zu erhöhen (BAUSCHMANN et al. 2013).
 - Auch Feldwege mit Krautsaum / Böschungen können in die Maßnahme einbezogen werden, sofern kein besonderes Kollisionsrisiko besteht.

- Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, [Stein- und Totholzhaufen](#), [kleinere Kiesflächen](#) oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010 S. 12, [BAUSCHMANN et al. 2013](#), SCHUDEL 2009) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume; Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben (Details bei MULNV 2009 und ARGE Streuobst 2010). [Pflugeschnitte in Kopfwaldbeständen \(alle 3 bis 5 Jahre\) und stete Verjüngung der Kopfwaldbestände](#) ([BAUSCHMANN et al. 2013](#)).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes:

- Bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, Anlage von Kleinstrukturen, ggf. Schnittpflege vorhandener Gehölze) ist eine Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich.
- Die Zeitdauer für ggf. erforderliche Ausmagerungen hängt von der Wüchsigkeit des Ausgangsbestandes ab und kann auch eine mittel- bis langfristige Zeitspanne erfordern.
- (Vollständige) Neupflanzungen aus Gehölzen erreichen frühestens nach 10-15 Jahren die Struktur einer Streuobstwiese, die Entwicklung eines Baumhöhlenangebotes beansprucht deutlich > 10 Jahre. Soweit das Höhlenangebot des Altbaumbestandes nicht ausreicht, kann die Zeitspanne durch das temporäre Aufhängen von Nistkästen (Maßnahme: Entwicklung und Optimierung baumbestandenem Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume) überbrückt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen weisen mit Ausnahme der Entwicklung eines ausreichenden Baumhöhlenangebotes eine kurzfristige Entwicklungsdauer auf. Durch das ergänzende Anbringen von Nisthilfen (Maßnahme: Entwicklung und Optimierung baumbestandenem Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume) kann jedoch auch bei nicht ausreichendem Brutplatzangebot eine kurzfristige Wirksamkeit der Maßnahme erreicht werden. Die Maßnahmen werden in der Literatur z. B. von [BAUSCHMANN et al. \(2013\)](#), [HÖTKER \(2004\)](#), [KOWALSKI et al. \(2010\)](#), [MARTINEZ et al. \(2010\)](#) empfohlen.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen in Bezug auf die Nutzung zur Optimierung der Nahrungshabitate angelegter Ruderalfluren ([MARTINEZ et al. 2010](#)) und [baumbestandenem Extensivgrünlandes \(PROLINGHEUER 2016\)](#) durch den Gartenrotschwanz liegen vor.

Risikomanagement / Monitoring:

[erforderlich \(maßnahmenbezogen\)](#)
[erforderlich \(populationsbezogen\)](#)
[bei allen Vorkommen](#)
[bei landesweit bedeutsamen Vorkommen](#)
[bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten](#)
 Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Neupflanzung / Notwendigkeit einer Ausmagerung mittel- bis langfristige Wirksamkeit beachten)

3. Nutzungsverzicht (W1.1) / Auflichtung von (~~Kiefern~~) Wäldern / Strukturierung von Waldrändern mit Saum (W2.1, W 4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neben baumbestandenem Grünland ist der Gartenrotschwanz Brutvogel in lichten und aufgelockerten (Altholz-) Wäldern, an Waldrändern, Waldlichtungen, auf Brand- und Windwurfflächen (BAUER et al. 2005 S. 425, LWF 2009). ~~In NRW sind es insbesondere lichte Kiefernwälder auf sandigen Böden (SUDMANN et al. 2008).~~ In der Maßnahme werden für den Gartenrotschwanz bestehende, höhlenreiche Altholzbestände gesichert bzw. in bestehenden (~~Kiefern~~) Altholzwäldern Optimierungsmaßnahmen zur Entwicklung von lichtem Stammraum, offenen Bodenstellen, niedrigwüchsiger Vegetation sowie von strukturierten Waldrändern mit Saum durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Höhlenreiche (Altholz-) Waldbestände, ~~idealerweise Kiefernwälder mit Vorhandensein von Altholz auf sandigen Böden;~~ bei Mangel an Nistmöglichkeiten können temporär Nistkästen benutzt werden (Maßnahme: Anbringen von Nisthilfen).
- Durchführung vorzugsweise in waldbestandenem Landschaften und bei Betroffenheit von Gartenrotschwänzen im Wald (d. h. nicht in streuobstgeprägten Habitaten wie bei Maßnahme: Entwicklung und Optimierung baumbestandenem Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- ~~Entwicklung und Pflege von höhlenreichen (~~Kiefern~~) Altholzwäldern mit lichtem Stammraum, offenen Bodenstellen und niedrigwüchsiger Vegetation. ~~Alte Kiefernwälder auf Sandböden werden vom Gartenrotschwanz in NRW bevorzugt angenommen (SUDMANN et al. 2008), insbesondere wenn sie grenzlinienreich sind (Geländekanten, Ränder zu Trockenabgrabungen, offene Bereiche).~~~~ Anlage und Pflege von lückigen, kurzrasigen Bodenstellen entsprechend Maßnahme: Entwicklung und Optimierung baumbestandenem Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume). Belassen von kleinflächigen Sukzessionsstadien (z.B. Baumsturzlücken, ehemalige Käferester) in Altbaumbeständen (LWF 2009).
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, alternativ Reaktivierung beweideter ehemaliger Hutewaldbereiche (BAUSCHMANN et al. 2013), ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Bei Mangel an für den Gartenrotschwanz geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit Maßnahme: (temporäres) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gewährleistung des halboffenen Charakters (Bestockungsgrad ca. 0,3); Pioniercharakter der Rohbodenstandorte regelmäßig erneuern (z. B. Entfernung von „Problempflanzen“ wie Adlerfarn und Brombeere).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte mit anderen bedeutsamen (Wald-) Arten und dem Landschaftsbild beachten.
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Auflichtungen in (~~Kiefern~~) Altholzwäldern sind kurzfristig wirksam (Entfernung von Vegetation), sollen jedoch mit mindestens 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.
- Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Im Regelfall kann von einer Wirksamkeit innerhalb von 2 bis 5 Jahren ausgegangen werden. Die ggf. neu angepflanzten Gehölze haben dann zwar noch keine Funktion als Nisthabitat, durch die Auflichtung wird jedoch die Attraktivität der vorhandenen Gehölze erhöht. Ansonsten bei Neuanpflanzungen langfristige Wirksamkeit.
- Bei Mangel an für den Gartenrotschwanz geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit der Maßnahme: (temporäres) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen können kurzfristig bereitgestellt werden. Der Maßnahmentyp richtet sich nach den Ansprüchen der Art (z. B. MARTINEZ et al. 2010 S. 303, SEDLACEK & FUCHS 2008, TAYLOR & SUMMERS 2009) und wird z. B. von BAUER et al. (2005), BAUSCHMANN et al. (2013) und LWF (2009) empfohlen. VOHWINKEL (2010) berichtet vom VSG „Stromberg“ in Nordwürttemberg, dass Waldränder bevorzugt in räumlicher Vernetzung mit kurzrasigen Mergelböschungen (günstige Nahrungshabitate) besiedelt wurden.
- (Weitere) Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor. Die Maßnahme richtet sich nach den Habitatansprüchen der Art. Daher ist der Maßnahmentyp grundsätzlich plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Neupflanzung mittel- bis langfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für den Gartenrotschwanz liegen mit der Optimierung bestehender potenzieller Lebensräume kurzfristig wirksame Maßnahmen vor. Die Anlage neuer Habitats ist nur langfristig möglich.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme: Anbringen von Nisthilfen, ist nur im Siedlungsbereich als alleinige Maßnahme möglich (wenn die sonstigen Habitatbedingungen erfüllt sind), außerhalb von Siedlungsbereichen nur übergangsweise und in geringer Priorität gegenüber Maßnahmen zur Förderung des natürlichen Bruthabitats (MaßnahmeEntwicklung und Optimierung baumbestandenen Grünlandes (Streuobstwiesen, Kopfbäume sowie Erhalt von Altholzbeständen / Auflichtung von (~~Kiefern~~) Wäldern / Strukturierung von Waldrändern mit Saum).

Quellen:

ARGE Streuobst (2010): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albtrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales“ Kurzfassung.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF (2009): Erhaltungsmaßnahmen für waldrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). www.lwf-bayern.de, Abruf 13.12.2011

Bauer, H.-G., Bezzel, E. & W. Fiedler (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 2., vollständig überarbeitete Auflage, Wiebelsheim.

Bauschmann, G., Kuprian, M., Stübing, S. (2013): Maßnahmenblatt Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 11 / 1. Passeriformes (2. Teil): Turdidae - Schmärtzer und Verwandte: Erithacinae. Aula-Verlag, Wiesbaden, 732 S.

Hötker, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.

Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.

Kowalski, H.; Nipkow, M.; Gaitzsch, A. (2010): Der Gartenrotschwanz – Vogel des Jahres 2011. Broschüre, NABU-Bundesverband, Berlin.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Martinez, N. (2009): Der Gartenrotschwanz – Prachtserkerl mit Seltenheitswert- SVS-Vogel des Jahres. *Ornis* 1/09: 4-9

Martinez, N. (2010): Hängt der Bruterfolg des Gartenrotschwanzes vom Angebot an lückiger Vegetation im Brutrevier ab? Projektbericht 2010, 23 S.

Martinez, N., Jenni, L., Wyss, E. & N. Zbinden (2009): Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *Journal of Ornithology* 151: 297-307.

Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (*Psittaculidae - Corvidae*). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2009): Streuobstwiesenschutz in Nordrhein-Westfalen Erhalt des Lebensraumes, Anlage, Pflege, Produktvermarktung. <http://www.umwelt.nrw.de/naturschutz/pdf/streuobstwiesenschutz.pdf>, Abruf 12.12.2012

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Prolingheuer, T. (2016): CEF-Maßnahmen für den Gartenrotschwanz. *Naturschutz und Landschaftsplanung*. 48 (6): 193-199.

Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte ANL* 16: 123-160

Schaub, M., Martinez, N., Tagman-losset, A., Weisshaupt, N., Maurer, M. L., Reichlin, T. S., Abadi, F., Zbinden, N., Jenni, L. & R. Arlettaz (2010): Patches of Bare Ground as a Staple Commodity for Declining Ground-Foraging Insectivorous Farmland Birds. *PLoS ONE* 5 (10): e13115. doi:10.1371/journal.pone.0013115

Schudel, H. (2009): SVS-Artenförderungsprogramm - Magerflächen und Baumnusspesto für den Gartenrotschwanz. *ORNIS* 3/09: 14-17.

Sedlacek, O.; Fuchs, R. (2008): Breeding Site Fidelity in Urban Common Redstarts *Phoenicurus phoenicurus*. *Ardea* 96 (2): 261-269.

Stübing, S. & Bauschmann, G. (2013): Artenhilfskonzept für den Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Bad Nauheim. 174 S.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, A. Hegemann, F. Herhaus, J. Mölle, K. Nottmeyer-Linden, W. Schubert, W. von Dewitz, M. Jöbges & J. Weiss (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens 5. Fassung. *Charadrius* 44: 137-230.

SVS / BirdLife Schweiz (2006): Artenförderungs-Merkblatt: Lebensräume für den Gartenrotschwanz. Schweizer Vogelschutz SVS / BirdLife Schweiz.

SVS / BirdLife Schweiz (2006): Lebensräume für den Gartenrotschwanz – Artenförderungsmerkblatt 7.

Taylor, S. D.; Summers, R. W. (2009): Breeding numbers and stand type preferences of Redstarts *Phoenicurus phoenicurus* and Tree Pipits *Anthus trivialis* in a Scots Pine *Pinus sylvestris* wood. *Bird Study* 56: 120-126

Vohwinkel, K. (2010): Der Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* im Vogelschutzgebiet „Stromberg“ (Nordwürttemberg): Bestandsabschätzung und Siedlungsdichte in ausgewählten Streuobstgebieten. *Ornithol. Jh. Bad.-Württ.* 26: 1-15

Wichmann, G. & K. Donnerbaum (2001): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel – Ergebnisse der Gartenvogelkartierung Wendehals (*Jynx torquilla*, L.) und Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*, L.). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien.

Zang, H., Heckenroth, H. & P- Südbeck (Hrsg.) (2005): Die Vögel Niedersachsens und des Landes Bremen – Drosseln, Grasmücken, Fliegenschnäpper. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen Sonderreihe B 2.9.* Hannover.

1.12 Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*)

Gebirgsstelze *Motacilla cinerea* ID 143

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Gebirgsstelze legt ihr Nest meist unmittelbar am Wasser in Löchern oder Spalten an. Dabei werden auch Uferverbauungen, Mauern, Wehre, Brücken etc. genutzt. Bei Folgebruten kann das Nest mehrmals benutzt werden, häufiger ist ein Neubau in der Nähe. Es besteht eine hohe Revier- bis Nistplatztreue (BAUER et al. 2005: 490). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Als brutzeitliche Schlafplätze werden Nischen in Uferbefestigungen, freigelegtes Wurzelwerk o. a. genutzt, außerhalb der Brutzeit auch Bäume, Büsche und gelegentlich Schilf (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 863). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren

- Optimale Habitate sind bewaldete (begleitender Auwald, naturnahe Ufergehölze), halbschattige, schnell fließende Bäche und Flüsse mit Wildbachcharakter, die Geröllufer und nur von Hochwasser überspülte Geröllinseln, unterschiedliche Strömungsverhältnisse und Steilufer mit Nistmöglichkeiten aufweisen. Die Gebirgsstelze kommt aber auch an baumarmen Bachläufen und in Siedlungen sowie (im Gegensatz zur Wasseramsel) an sehr kleinen, wenig Wasser führenden Bächen vor, solange sie rasch fließen und geeignete Nistplätze, schattige Stellen sowie Singwarten (z.B. hohe Ufergehölze) vorhanden sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 854).
- Ungünstig sind völlig offene Bäche und schmale, überwachsene Kleinbäche, träge fließende Flüsse mit verbauten Ufern und stehende Gewässer, wenn der Zugang zum Spülsaum durch Verbauung oder reiche Ufervegetation behindert wird (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 854).
- Die Wasserqualität scheint keine entscheidende Rolle zu spielen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 854, GREGOR 1995: 9). Die Gebirgsstelze ist gegenüber Gewässerbelastungen weniger empfindlich als die Wasseramsel, Gewässerversauerung scheint keinen direkten Einfluss zu haben (BAUER et al. 2005: 489, STIEHLS 2013: 418).
- Im Einzelfall kommt die Gebirgsstelze auch an Stillgewässern vor (SÜDBECK et al. 2005: 492)

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Gebirgsstelze brütet natürlicherweise in Nischen und Halbhöhlen. In der Maßnahme wird bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten das Angebot an Nisthilfen erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Direkt am Fließgewässer oder im unmittelbaren Umfeld (bis max. 40 m, STIELS 2013: 418)
- Potenzielle Nahrungshabitats unmittelbar angrenzend vorhanden oder über Maßnahme 2 herzustellen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für die Gebirgsstelze können auch andere Halbhöhlenbrüter profitieren (s. u.). Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar im Regelfall mind. 3 artspezifische Nisthilfen anzubieten.
 - Verwendung von im Fachhandel erhältlichen, artspezifisch geeigneten Halbhöhlen-Nistkästen. Geeignet sind auch Kästen für die Wasseramsel (GREGOR 1995: 9, MARTI & BREITENMOSER-WÜRSTEN 1990: 18, SCHNEIDER 2001: 30) oder die Bachstelze. Innenmaß mind. 14 x 14 cm (JUNKER-BORNHOLDT 2001: 75).
 - Höhe: ca. 1,5 bis 3 m über Boden bzw. der Wasseroberfläche (in Anlehnung an GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 458, MARTI & BREITENMOSER-WÜRSTEN 1990: 17), außerhalb der Spritzwasserzone (ÖLSCHLEGEL 1986: 46) und mind. 0,5 m höher als die Hochwasserlinie (mind. HQ 10).
 - Anbringung an Brücken, Wehren, umgebenden Gebäuden bzw. vergleichbaren Strukturen.
- Unterstützend zu den Nistkästen: Belassen von Wurzelstubben am Gewässerufer; Anlage von Steilufeln, Belassen geeigneter Mauerreste ggf. mit Anlage von Halbhöhlen z. B. durch Lösen von Gestein oder Graben von Höhlungen an geeigneten Stellen in Steilwände (bei Wahlmöglichkeit deutet sich jedoch eine Bevorzugung von Nistkästen an (ÖLSCHLEGEL 1986: 39, 44)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich außerhalb der Brutzeit auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen (insb. Gefährdung durch Winter-Hochwasser). In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern), um die Parasitenbelastung zu reduzieren.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Nistkästen sind geeignet, um kurzfristig Niststätten bereit zu stellen. Zusätzlich zum Angebot an Nistkästen ist es mittel- bis langfristig sinnvoll, die natürliche Fließgewässerdynamik mit Uferabbrüchen, umgestürzten Bäumen etc. zuzulassen (GREGOR 1995: 9).
- Bachstelze und Wasseramsel können zusammen mit der Gebirgsstelze am Gewässer vorkommen und gehören zu den potenziellen Konkurrenten der Gebirgsstelze um Nistplätze. Gegenüber der Bachstelze ist die Gebirgsstelze im Regelfall durchsetzungsstärker (ÖLSCHLEGEL 1985: 56 f.). Mit der Wasseramsel besteht möglicherweise eine Konkurrenz um Nistkästen (MARTI & BREITENMOSER-WÜRSTEN 1990: 26). Die Wasseramsel fängt etwas früher mit der Brut an als die Gebirgsstelze (Legebeginn Wasseramsel ab Anfang März, meist Ende März bis Anfang April; Legebeginn Gebirgsstelze ab Mitte März, meist im April bis Anfang Mai: (SÜDBECK et al. 2005: 492, 496) und ist somit im Vorteil. Andererseits ist die Gebirgsstelze im Verhältnis zur Wasseramsel weniger spezialisiert: Die Nistmöglichkeiten müssen nicht unmittelbar über dem Wasser liegen und

können kleiner sein als die der Wasseramsel (DVORAK 2003: 28, MARTI & BREITENMOSER-WÜRSTEN 1990: 26).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nisthilfen können von der Gebirgsstelze „sehr schnell“ (ÖLSCHLEGEL 1986: 39) angenommen werden. Um den Stelzen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von ca. 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Geeignete Nistplätze können kurzfristig zur Verfügung gestellt werden.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Die Annahme von Nistkästen durch die Gebirgsstelze ist mehrfach nachgewiesen (z. B. BAUER et al. 2005: 490, MARTI & BREITENMOSER-WÜRSTEN 1990: 16; ÖLSCHLEGEL 1986: 39). Daher besteht eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Aufwertung von Fließgewässern als Nahrungshabitat (G1.1, G3.1, G6.2.1, G6.4, RLP11)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Gebirgsstelzen ernähren sich von am und im Wasser lebenden kleinen Wirbellosen, insbesondere von Zweiflüglern (z. B. Fliegen, Schnaken, Mücken, Schwebfliegenlarven, Köcherfliegen, Wasser- und Landkäfern: GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 869f.). Der Nahrungserwerb erfolgt zum einen am Boden durch Ablaufen des Randes von Fließgewässern / Spülsäumen oder ausgehend von im seichten Wasser liegenden Steinen als Sitzwarte. Zum anderen werden Insekten auch im Flug oder durch Hochspringen an der Vegetation erbeutet (ebd.: 863f.). In der Maßnahme wird die Eignung von Fließgewässerabschnitten als Nahrungshabitat für die Gebirgsstelze erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich geeignetes Fließgewässer, das jedoch einen Mangel von für die Nahrungssuche nötigen Strukturen aufweist.
- Potenzielle Nistmöglichkeiten vorhanden oder über (als Übergangslösung) durch Maßnahme 1 herzustellen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Mindestens im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar werden Aufwertungsmaßnahmen auf mindestens 200m Fließgewässerstrecke empfohlen. Bei Funktionsverlust des Reviers darüber hinaus mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße (Raumbedarf zur Brutzeit 250 bis 600m, SÜDBECK et al. 2005: 493).
- Je nach vorhandener Situation wird eine Kombination folgender Maßnahmen umgesetzt:
 - Anlage von Seichtwasserzonen im Gewässer oder angrenzend ans Fließgewässer Anlage von Kleingewässern mit Flachufern (ohne Anschluss an das Fließgewässer).

- Anlage von Sitzmöglichkeiten im Fließgewässer durch Einbringen von verteilt liegenden Natursteinen der Region, ggf. auch Aufweitung des Flußbettes zur Schaffung flacherer Bereiche mit Geschiebe- und Geröllinseln.
- Anlage von flachen Ufern, so dass die Gebirgsstelzen zur Nahrungssuche mindestens bei Normalwasserstand am Gewässer entlanglaufen können.
- Rückbau von Uferbefestigungen
- Angrenzend an die Flachuferbereiche: Anlage von > 5 m breiten blütenreichen Gewässer-Saumstreifen zur Förderung des Nahrungsangebotes durch Spontansukzession oder (sofern dadurch artenarme Dominanzbestände zu erwarten sind) Einsaat einer standortangepassten Saatgutmischung. Bei Ansaaten primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Kleingewässer: Offenhaltung und Gewährleistung des Vorhandenseins von Flachufern
- Blütenreiche Gewässersaumstreifen: Abschnittsweise Mahd alle 2 bis 5 Jahre im Herbst zur Verhinderung des Aufkommens von Gehölzen. Abtransport des Mahdgutes. Im Einzelfall darüberhinausgehende Maßnahmen zur Verhinderung des Aufkommens konkurrenzstarker Neophyten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die eingebrachten Strukturen dürfen andere Eigentumsflächen nicht verändern.
- Im Rahmen der Gewässerunterhaltung sind die Artansprüche zu berücksichtigen: Beschränkung auf die Beseitigung von hydraulisch wirksamen Abflusshindernissen. Verzicht auf Sohlräumung, Belassen von Sitzwarten im Gewässer, Vermeidung von Gewässertrübungen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die genannten Strukturen sind ab der nächsten Brutsaison (z. B. Einbringen von Sitzsteinen, Seichtwasserzonen, Flachufer) bis innerhalb von 2 Jahren (Anlage blütenreicher Gewässerrandstreifen; Neuschaffung von Kleingewässern) wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind je nach Standortsbedingungen meist innerhalb von bis zu 2 Jahren entwickelbar. Die Maßnahmen werden in der Literatur nicht direkt genannt, ergeben sich aber aus der Artökologie. Auf das Fehlen von zur Nahrungssuche geeigneten Strukturen bzw. von Nahrungstieren an Gewässern machen z. B. BAUER et al. (2005: 489) oder ÖLSCHLEGEL (1986: 40, 49) aufmerksam.
- Die Wirksamkeit der Maßnahme wird aufgrund der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt. Es gibt keine widersprüchlichen Belege.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Gebirgsstelze bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen bezüglich Nistmöglichkeiten und Nahrungshabitaten.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- Dvorak, M. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Gewässervögel 2003. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien, 41 S.
- FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 2. Passeriformens (1. Teil): Motacillidae – Prunellidae. Pieper, Stelzer, Wasseramseln, Zaunkönige, Spottdrosseln, Braunellen. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 508-1184.
- Gregor, T. (1995): Gebirgsstelze *Motacilla cinerea* Tunstall 1771. In Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 2. Lieferung.
- Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.
- Marti, C.; Breitenmoser-Würsten, C. (1990): Brutbiologie der Bergstelze *Motacilla cinerea* im Saanenland im Vergleich zu jener der Wasseramsel *Cinclus cinclus*. Der Ornithologische Beobachter 87 (1): 13-29.
- Ölschlegel, H. (1985): Die Bachstelze *Motacilla alba*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 571. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 191 S.
- Ölschlegel, H. (1986): Ein Versuch der Ansiedlung von Gebirgsstelzen, *Motacilla cinerea* Tunstall, durch Nisthilfen – Ergebnisse und Erfahrungen. Thüringer Ornithologische Mitteilungen 35: 35-50.
- Schneider, H.-G. (2001): Die Wasseramsel im Gewässersystem des oberen Edertals – Untersuchungen zur Bestandentwicklung, Siedlungsdichte, Bruterfolg und Brutbiologie (1978-2000). Vogelkundliche Hefte Edertal 27: 27-35
- Stiels, D. (2013): Gebirgsstelze *Motacilla cinerea*. In Grüneberg, C.; Sudmann, S. R.; Weiss, J.; Jöbges, M.; König, H.; Laske, V.; Schmitz, M.; Skibbe, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. LWL-Museum für Naturkunde Münster, S.418-419.
- Südbeck, P.; Andretzke, H.; Fischer, S.; Gedeon, K.; Schikore, T.; Schröder, K.; Sudfeldt, C. (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 790 S.

1.13 Grauammer (*Emberiza calandra*)

Grauammer *Emberiza calandra* ID 114

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Grauammer legt ihre Nester meist in krautiger Vegetation versteckt unmittelbar auf dem Boden in busch- und baumfreier Umgebung an, teilweise auch in Stauden oder kleinen Sträuchern. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut bei hoher Revier- und Nistplatztreue. Die Reviere können bei günstigen Bedingungen geklumpt auftreten (BAUER et al. 2005: 579). Die Nahrungssuche kann auch außerhalb der Reviere stattfinden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997: 1905). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier mit einem Radius bis 150m (ALTEWISCHER et al. 2015: 1; MEYER et al. 2006: 11, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 23) um das Revierzentrum abgegrenzt. Bei stark geklumpten Vorkommen ist das gesamte Cluster mit entsprechendem Puffer als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen.

Ruhestätte: Grauammern ruhen auf dem Boden oder in Bodennähe (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997: 1903). Außerhalb der Brutzeit (Ende Juli bis Anfang Mai) tritt die Grauammer in Schwärmen auf, teilweise vermischt mit anderen Kleinvögeln. Die Grauammer nutzt dann traditionelle Schlafplätze, z. B. in Schilffeldern, Staudenvegetation, Weidendickichten (BAUER et al. 2005: 579). Diese traditionell genutzten Schlafplätze werden als Ruhestätte abgegrenzt. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Offene Landschaften, bevorzugt auf ebenen Flächen mit über weite Strecken ungehinderter Sicht. Meidet hügeliges Gelände, Waldrandnähe und dicht mit Bäumen / Büschen bewachsene Flächen. Abstand zu geschlossenen Gehölzkulissen mind. 200m (VSW 2012), mind. 100m zu größeren Feldgehölzen und Hecken (FISCHER & SCHNEIDER 1996: 232; SACHER & BAUSCHMANN 2011: 22).
- Ausreichendes Nahrungsangebot, niedrige oder lückige Bodenvegetation für den Nahrungserwerb, im Wechsel mit dichter bewachsenen Stellen als Neststandort sowie ein Angebot an Singwarten. Mögliche Singwarten sind z. B. Büsche, (Einzel-) Bäume, Ackerstauden, Pfähle. Wichtige Habitattypen sind a) extensiv beweidetes oder spät gemähtes Grünland, b) strukturreiche Agrarflächen, c) Brachland (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 25 ff.).
- Schwere Böden werden gegenüber leichten Böden in der Regel bevorzugt, wahrscheinlich weil dort die Möglichkeit zum Baden (Pfützenbildung, Kleingewässer) und zum Trinken eher gegeben ist (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 24).
- In einer Untersuchung aus Rheinland-Pfalz (EISLÖFFEL 1996: 201) bildeten Felder, Ackerbrachen und Grünland die Hauptbestandteile typischer Reviere. Als besonders bevorzugte Strukturen erwiesen sich Gräben, Ackerbrachen, Wege und Grünlandflächen. Als Neststandorte dienten v. a. Ackerbrachen und Gräben, als Nahrungshabitate v. a. Graswege, Brachen und Wiesen.
- Im Umfeld der Brutplätze müssen der Schutz vor Prädatoren und geeignete Sammel- und Schlafplätze vorhanden sein. Als Schlafplätze dienen in erster Linie Schilfflächen, aber auch andere Strukturen, meist in Gewässernähe (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 22).
- Außerhalb der Brutzeit sind Grauammern vorwiegend auf Stoppelfeldern, Äckern, in nicht gemähtem Grasland, auf Salzwiesen und Spülgelände anzutreffen. Stoppeläcker und Brachland haben dabei eine besonders große Bedeutung (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 22).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Nahrungssuche erfolgt meist außerhalb der kleineren Brutreviere in einem Umkreis von bis zu 500 m zum Brutplatz (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997: 1905).
- SCHIEWELING et al. (2014: 78) geben für die Zülpicher Börde in NRW an, dass Grauammern Maßnahmenflächen nur annehmen, wenn diese innerhalb vorhandener, besiedelter Reviercluster lagen. Die Maßnahmenstandorte sollen daher möglichst nahe zu bestehenden / zum beeinträchtigten Vorkommen gelegt werden.

Maßnahmen

1. Nutzungsextensivierung von Intensiv-Acker (O2.1), Anlage von Ackerbrachen (O2.2), Anlage von Gelege-Fenstern (Av2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutzten Ackerkulturen entstehen für die Grauammer Probleme durch zu hoch und dicht aufwachsende Vegetation und ein geringes Nahrungsangebot. Durch Nutzungsextensivierungen im Ackerland werden Bruthabitate und lückige Kulturen mit hohem Nahrungsangebot geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen.
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Im Regelfall sollen in ackergeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Grünland (Maßnahme 2) umgesetzt werden.
- Möglichst ebenes Gelände mit weitgehend freiem Horizont, geschlossene Gehölzkulisse > 200m entfernt (VSW 2012), mind. 100m zu größeren Feldgehölzen und Hecken (FISCHER & SCHNEIDER 1996: 232).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Mindestens im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha flächige Maßnahme pro Revier. Möglich sind auch streifenförmige Maßnahmen (z. B. Blühstreifen, Ackerbrache) mit einer Streifenbreite von > (6) 10 m (FISCHER 2003: 68; NLWKN 2011:4, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 36). Über die Ableitung des Mindestbedarfs an streifenförmigen Maßnahmen pro Revier liegen keine Angaben vor. Sollen streifenförmige Maßnahmen angewendet werden, werden als Mindestwert für eine signifikante Verbesserung der Habitatbedingungen pro Revier 300m empfohlen. Bei einer Untersuchung in der Schweiz (SUTER et al. 2002: 113) wurden Randstrukturen für die Nestanlage kaum genutzt, was möglicherweise mit dem Schutz von Prädatoren zusammenhängt. Auch HÖLKER & KLÄHR 2004: 140) fanden in NRW nur wenige Nester in Saumstrukturen, die aber als Nahrungshabitat überproportional genutzt wurden (ebd.: 142). Da Saumstrukturen bevorzugt von Prädatoren aufgesucht werden können, sollen im Regelfall nicht ausschließlich linienförmige Maßnahmen umgesetzt werden, sondern durch flächige Maßnahmen als potenzielle Bruthabitate ergänzt werden (Orientierungswert: mind. 1 ha zusätzlich zur streifenförmigen Maßnahme).
- Idealerweise Kombination mehrerer Maßnahmentypen (auch mit Maßnahme 2), die zu hohem Grenzlinienreichtum und hoher Strukturvielfalt führt.
- Im Regelfall kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen (z. B. gezielter Herbizideinsatz im Falle des Aufkommens von Problemarten wie Ackerkratzdistel *Cirsium arvense*) sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich. Mechanische Beikrautregulierung so wenig wie möglich. Zu beachten ist auch die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr bei Anwesenheit von Grauammern wirksam bzw. sinnvoll).

- Getreide:
 - Reduzierte Saatstärke (Verringerung der Saatmenge um 30 – 50% zur Erzeugung lückiger Bestandsdichten (VSW 2012).
 - Größerer Reihenabstand bei der Einsaat: statt 12-14 cm bis 50 cm (VSW 2012).
- Feldfutter: Klee gras, mehrjähriges Feld gras und Luzerne mit Schnittverzögerung (2. Schnitt 8 Wochen nach dem 1.), Hochschnitt (1. Schnitt 14 statt 7 cm) oder „Vogelstreifen“ (ungemäht, ca. 10 m breit auf 10% der Fläche) (VSW 2012).
- Anbau von Ackerbohne oder Futtererbse (VSW 2012).
- Anlage von ein- bis mehrjährigen, lückigen Ackerbrachen (SACHER & BAUSCHMANN 2012: 38) in Selbstbegrünung oder durch Einsaat einer artenreichen, standortsangepassten Mischung, die nicht zu Dichtwuchs neigt.
- Funktion Winterhabitat: Da die Grauammer in Rheinland-Pfalz teilweise als Standvogel und / oder Wintergast vorkommt, ist auch sicherzustellen, dass die Grauammer auch im Winter passende Bedingungen vorfindet. Dazu gehören der Erhalt und die Anlage von ganzjährig bestehenden Brachen und bis ins Frühjahr bestehenden Stoppeläckern mit einem reichen Angebot an Gras- und Ackerwildkräuter-Samen. Eine wechselnde Stoppelhöhe ist dabei von Vorteil, da damit die Nahrungszugänglichkeit auf der einen Seite und die Deckung vor Prädatoren auf der anderen Seite sichergestellt wird (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 37).
 - Stehen lassen von Stoppeläckern über den Winter (evtl. mit Ausbringen von Getreidedrusch, VSW 2012).
 - Schaffung / Erhalt von wildkraut- und gräserreichen Stoppelbrachen, die ab der Ernte bis ins Frühjahr bestehen (z. B. durch vermehrten Anbau von Sommergetreide, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 36).
 - Belassen von nicht abgeernteten Getreideparzellen (v.a. Hafer, Weizen, Gerste) über den Winter: (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 36).
- Weitere Möglichkeiten zur Erhöhung der Habitatqualität (Notwendigkeit je nach vorhandener Ausstattung):
 - Ungestörte Bereiche mit krautiger Vegetation zur Nestanlage (z. B. am Ackerrand).
 - Anlage von Feldvogelfenstern: Fenster zwischen den Fahrgassen anlegen, maximalen Abstand zwischen Fahrgassen wählen, Fenster mindestens 25 m vom Feldrand, mindestens 100 m von Wäldern oder Baumbeständen und mindestens 200 m von Siedlungen entfernt (VSW 2012). a) Durchführung im Wintergetreide: 2-3 Fenster je Hektar, jedes Fenster ca. 20 m² groß (entweder 3-m-Sämaschine für 7 m ausheben oder Fenster nachträglich grubbern) (VSW 2012). b) Durchführung in Mais und Raps: 1 Fenster je Hektar, jedes Fenster ca. 100 m² groß (3-m-Sämaschine 3 x nebeneinander für 11 m ausheben oder nachträglich grubbern, VSW 2012). Nach der Aussaat können die Fenster normal wie der restliche Schlag bewirtschaftet werden. (Für Flächen, die für die Ganzpflanzensilage vorgesehen sind, sollten keine Fenster angelegt werden, da der Erntetermin bei diesen Feldern zu früh liegt und die Feldvögel somit trotz der Fenster keinen Bruterfolg hätten, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 67).
 - Sofern nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Sitzwarten (mind. 1 m hohen Stauden oder Einzelbäume): Anbringen von einzelnen schmalen und dünnen Stöcken (z. B. schmale Bambusstangen). Keine dickeren Materialien, damit keine Prädatoren (z. B. Rabenkrähe) die Sitzwarten nutzen. Die Höhe der Stangen ist an die Höhe der Feldfrüchte anzupassen, d. h. längere Stangen bei hohem Getreide, kürzere bei niedrigen Feldfrüchten wie z. B. Rüben. Orientierungswert: Höhe 1 bis 1,5 m (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 56). Bei Kombination mit Feldvogelfenstern Anbringung ca. 10-15 m vom Fenster entfernt (VSW 2012). Mittelfristig sollen natürliche Strukturen, idealerweise Stauden die Funktion als Sitzwarte übernehmen (Gehölze sind auch möglich, können aber als Sitzwarten für Prädatoren dienen).
 - Sofern noch nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Badeplätzen (besonders an trockenen Standorten) unter Ausnutzung ggf. schon vorhandener Strukturen (z. B. Lehmlinsen, Pflugsohlenverdichtungen): Anlage von flachen Wasserstellen (seichte, kleine, flachuferige Teiche; Wasserpfützen). Diese Wasserstellen fungieren nicht nur als Trink- sondern auch als Badestellen (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 37).

- Sofern noch nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Strukturen für Schlafplätze (Funktion Ende Juli bis Anfang Mai): Schaffung geeigneter Schlafplätze in Wassernähe (z. B. in Flussaue, feuchtem Wiesengelände, Schilfröhricht, aber auch in Hochstaudenfluren, Topinamburbeständen, Sonnenblumenfeldern, Rübenäckern, mehrjährigen Riedwiesen, verkrauteten Wiesen oder Trockenrasen, Heckenstreifen) in der Umgebung (bis ca. 2 bis 3 km vom Vorkommen, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 38).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die sonst im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen kurzrasig bis lückig gehalten werden (Funktion als Nahrungshabitat). Da Wege o. a. Strukturen als Leitlinien für Prädatoren dienen können ist dabei zu beachten, dass ausreichend ungestörte Brutplätze verfügbar bleiben.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja

nein

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig (jährlich bzw. mehrjährig) neu gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedene Flächen ist möglich.
- Aberntung der Getreidefelder / Umbruch von Brachen möglichst spät, ab Anfang bis Mitte August (FELS et al. 2014: 70, FISCHER & SCHNEIDER 1996: 232, LANUV 2014, NLWKN 2011: 4, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 39), im Einzelfall ab Mitte Juli (BAUER et al. 2005: 578, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 39).
- Bei Brachen ist eine lückige Vegetation anzustreben, Dichtwuchs und starke Verbuschung sind zu verhindern. Entsprechend können die Brachen einjährig bis maximal 5jährig angelegt werden (FISCHER & SCHNEIDER 1996: 230, NLWKN 2011: 4; SACHER & BAUSCHMANN 2011: 39).
- Bei Durchführung von Maßnahmen zu Winterhabitaten: Stoppelfelder sollen bis ins Frühjahr (möglichst bis nach der Revierbesetzung durch die Grauammer im März) bestehen bleiben (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 39).
- Ggf. Pflege weiterer Strukturen (Sitzwarten, Kleingewässer, Schlafplätze).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Stehen lassen von Stoppeläckern über den Winter: Rapsstopplern stellen wegen ihrer Länge und Härte eine Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstopplern abzuhäckseln.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die genannten Maßnahmen werden in der Literatur zahlreich empfohlen (Ackerextensivierung: LANUV 2014, NABU 2013: 16 f.; PERKINS et al. 2011: 514, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 35ff., Brachen allgemein z. B. NLWKN 2011:4, NABU 2007, NABU 2013 16f., HÖTKER 2004: 36, SCHIEWELING et al. 2014: 78; Winterbrachen: z. B. FISCHER & SCHNEIDER 1996: 232, NLWKN 2011: 4, NABU 2007, HÖTKER 2006: 36). Die Annahme und Bevorzugung von (teils speziell für die Grauammer angelegten) Brachen ist mehrfach belegt (z. B. FELS 2014: 70; FISCHER 2003: 67 f.; FISCHER & SCHNEIDER 1996: 229, BIRRER et al. 2001: 185; HÖLKER & KLÄHR 2005: 146, PFISTER et al. 1997: 187).
- Feldvogelfenster: Untersuchungen von SACHER & BAUSCHMANN (2011) in Hessen konnten keine eindeutigen Wirkungsbezüge von Feldvogelfenstern zum Grauammerbestand nachweisen. Es wird von einer Aufwertungsfunktion bezüglich der Nahrungshabitate durch besseren Zugang zu Nahrungstieren ausgegangen (ebd.: 114 f., 127), da in den Fenstern die Vegetation niedriger und lückiger ist als in der Umgebung. Der Einsatz von Feldvogelfenstern als alleinige Maßnahme wird jedoch als nicht ausreichend erachtet (ebd.: 114f., 121) und soll daher allenfalls in Kombination mit anderen Maßnahmen erfolgen.
- Aufgrund der zahlreichen Empfehlungen und Nachweise wird von einer Eignung der oben beschriebenen Typen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ausgegangen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

2. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (O 1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für die spät brütende Grauammer Probleme durch Brutverluste durch frühe und / oder großflächige Mahd sowie durch Nahrungsmangel. Durch die Anlage von spät gemähtem Extensivgrünland werden für die Grauammer günstige Habitatbedingungen geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen.
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Acker (Maßnahme 1), in grünlandgeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Möglichst ebenes Gelände mit weitgehend freiem Horizont, geschlossene Gehölzkulisse > 200m entfernt (VSW 2012), mind. 100m zu größeren Feldgehölzen und Hecken (FISCHER & SCHNEIDER 1996: 232).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Mindestens im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha pro Revier.
- Bei Mahd: erster Mahdtermin möglichst spät, ab Anfang bis Mitte August (FISCHER & SCHNEIDER 1996: 232, LANUV 2014, NLWKN 2011: 4, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 39), im Einzelfall ab Mitte Juli (BAUER et al. 2005: 578, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 39).
 - Kleinflächig können v. a. bei wüchsigeren Beständen innerhalb der Fläche auch früher schmale Streifen oder Parzellen gemäht werden, die der Grauammer die Nahrungssuche erleichtern (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 39). Brutverluste der Grauammer sind hier jedoch zu vermeiden, z. B. indem diese Flächen dann von Beginn der Brutzeit an kurzrasig gehalten werden. Streifenförmige Maßnahmen können zur Anlockung von Prädatoren führen und sollen daher nach SACHER & BAUSCHMANN (2011: 36) „nicht in unmittelbarer Nähe zu den Nestern liegen“ (ebd. 36). Früh gemähte Grünlandstreifen sollen „nur fernab des Nestes erfolgen (mehr als 50m vom Nest entfernt). Da die Lage der Nester aber im Regelfall nicht bekannt ist, soll die Konzeption der streifenförmigen Maßnahmen so erfolgen, dass immer ausreichend ungestörte potenzielle Brutplätze > 50m von den Streifenmaßnahmen entfernt sind.“
 - Anlage von 5-10 m breiten Streifen (randlich oder innerhalb der Fläche), die als „Altgrasstreifen“ jährlich oder alle 2-3 Jahre versetzt zu 50 % gemäht werden (NLWKN 2011: 4).
- Bei Beweidung (z. B. Rinder, Schafe, Pferde) ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet. Ggf. sind Bereiche auszuzäunen, um neben den kurzrasigen Bereichen auch Stellen mit höherem Bewuchs (potenzielle Brutplätze) zu gewährleisten.

- Weitere Möglichkeiten zur Erhöhung der Habitatqualität (Notwendigkeit je nach vorhandener Ausstattung):
 - Sofern nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Sitzwarten (mind. 1 m hohe Stauden oder Einzelbäume): Anbringen von einzelnen schmalen und dünnen Stöcken (z. B. schmale Bambusstangen). Keine dickeren Materialien, damit keine Prädatoren (z. B. Rabenkrähe) die Sitzwarten nutzen. Die Höhe der Stangen ist an die Höhe der Feldfrüchte anzupassen, d. h. längere Stangen bei hohem Getreide, kürzere bei niedrigen Feldfrüchten wie z. B. Rüben. Orientierungswert: Höhe 1 bis 1,5 m (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 56). Bei Kombination mit Feldvogelfenstern Anbringung ca. 10-15 m vom Fenster entfernt (VSW 2012). Mittelfristig sollen natürliche Strukturen, idealerweise Stauden wie Bärenklau oder Karden (Fels et al. 2014: 70) die Funktion als Sitzwarte übernehmen (Gehölze sind auch möglich, können aber als Sitzwarten für Prädatoren dienen).
 - Sofern noch nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Badeplätzen (besonders an trockenen Standorten) unter Ausnutzung ggf. schon vorhandener Strukturen (z. B. Lehmlinsen, Pflugsohlenverdichtungen): Anlage von flachen Wasserstellen (seichte, kleine, flachufrige Teiche; Wasserpfützen). Diese Wasserstellen fungieren nicht nur als Trink- sondern auch als Badestellen (SACHER & BAUSCHMANN 2011: 37).
 - Sofern noch nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Strukturen für Schlafplätze (Funktion Ende Juli bis Anfang Mai): Schaffung geeigneter Schlafplätze in Wassernähe (z. B. in Flussauen, feuchtem Wiesengelände, Schilfröhricht, aber auch in Hochstaudenfluren, Topinamburbeständen, Sonnenblumenfeldern, Rübenäckern, mehrjährigen Riedwiesen, verkrauteten Wiesen oder Trockenrasen, Heckenstreifen) in der Umgebung (bis ca. 2 bis 3 km vom Vorkommen, SACHER & BAUSCHMANN 2011: 38).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die sonst im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen kurzrasig und bis lückig gehalten werden (Funktion als Nahrungshabitat). Da Wege o. a. Strukturen als Leitlinien für Prädatoren dienen können ist dabei zu beachten, dass ausreichend ungestörte Brutplätze verfügbar bleiben.
- Kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen (z. B. gezielter Herbizideinsatz im Falle des Aufkommens von Problemarten wie Ackerkratzdistel *Cirsium arvense*) sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja

nein

- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften
- Ggf. Pflege weiterer Strukturen (Sitzwarten, Kleingewässer, Schlafplätze)

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren, bei Neuanlage von bis zu 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die genannten Maßnahmen werden z.B. von BAUER et al. (2005: 578), FISCHER & SCHNEIDER (1996: 232), GRÜNEBERG et al. (2013: 44), HÖLZINGER (1987: 1269), LANUV (2014) und SACHER & BAUSCHMANN (2011: 35ff.) empfohlen. BATARY et al. (2007: 876) fanden in Ungarn signifikant positive Effekte der Grünlandextensivierung auf den Grauammerbestand. MEYER et al. (2006: 45) geben für die Querfurter Platte eine hohe Aufwertung (lokaler Vorkommensschwerpunkt, hoher Fortpflanzungserfolg) durch die Anlage mehrerer, ca. 500 bis 2,5 km langer Grasraine (Breite 8 bis 20 m) an.

- Die Wirksamkeit der Maßnahme wird daher und wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit: Für die Grauammer bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Altewischer, A.; Buschewski, U.; Ehrke, C., Fröhlich, H.; Gärtner, A.; Giese, P.; Günter, F.; Heitmann, N.; Hestermann, M.; Hoffmann, H.; Kleinschmidt, F.; Kniepkamp, B.; Linke, W.; Mayland-Quellhorst, T.; Pape, J.; Peterson, T.; Schendel, V.; Schwieger, S.; Wadenstorfer, A.; Fischer, K. (2015): Habitat Preferences of Male Corn Buntings *Emberiza calandra* in North-Eastern Germany. *Acta Ornithologica* 50(1): 1-10.

Batary, P.; Baldi, A.; Erdős, S. (2007): Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. *Biodiversity Conservation* 16: 871-881.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Birrer, S.; Spiess, M.; Jenny, L.; Lugin, B.; Marfurt, C. (2001): Reagieren Brutvögel auf ökologische Ausgleichsflächen? *Journal für Ornithologie* 142, Sonderheft 1: 185.

Eislöffel, F. (1996): Untersuchungen zur Ökologie von Vögeln in rheinland-pfälzischen Feldlandschaften. *Vogelwelt* 117: 199-203.

Fels, B.; Joest, R.; Jöbges, M.; Herkenrath, P. (2014): Die Grauammer *Emberiza calandra* in Nordrhein-Westfalen - bald nur noch eine Erinnerung? In: *Charadrius* 50 (1): 61-74.

Fischer, S.; Schneider, R. (1996): Die Grauammer *Emberiza calandra* als Leitart der Agrarlandschaft. *Vogelwelt* 117: 225-234.

Fischer, S. (2003): Grauammer *Miliaria calandra*. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (Hrsg): *Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 65-68.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1997): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 14 / 3. Passeriformes (5. Teil): Embrizidae – Icteridae. Ammern, Stärlinge*. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 1243-1966.

Grüneberg, C.; Sudmann, S. R.; Weiss, J.; Jöbges, M.; König, H.; Laske, V.; Schmitz, M.; Skibbe, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV (Hrsg.): 454-455.

Hölzinger, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg Artenhilfsprogramme: 1265-1269.

Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. 44 S., <http://www.nabu.de/agrarwende/feldvoegel.pdf>, Abruf 7.9.2013

Kretschmer, P. (2005): Tödliche Falle für Greifvögel - Frisch abgeerntete Rapsfelder gefährden Bussarde und Falken. *Flieg und Flatter*. Aktuelles aus der Vogelschutzware, Ausgabe 12/2005: 10.

Meyer, B.; Mühle, H.; Grabaum, R.; Hägele, R.; Mammen, K.; Pflöck, G.; Stubbe, M. (2006): Integrative Umsetzung des multikriteriellen Bewertungs- und Optimierungsverfahrens auf der Querfurter Platte (IUMBO) (DBU AZ 19369) - Abschlußbericht März 2006. 49 S. <https://www.dbu.de/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-19369.pdf>; Abruf 28.07.2014.

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2014): <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/schutzziele/102939>, Abruf 14.12..2015.

Naturschutzbund Deutschland (2007): *Feldvögel - Kulturfolger der Landwirtschaft*. Factsheets. , Abruf 28.10.2011

NABU / Naturschutzbund Deutschland e. V. (2013): *Vögel der Agrarlandschaften: Gefährdung und Schutz*. Berlin.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Grauammer (*Emberiza calandra*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 27.04.2016.

Perkins, A. J.; Maggs, H. E.; Watson, A.; Wilson, J. D. (2011): Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. *Journal of Applied Ecology* 48 (3): 514-522.

Pfister, H. P.; Birrer, S. (1997): Landschaftsökologische und faunistische Erfolgskontrolle für ökologische Ausgleichsmaßnahmen im Schweizer Mittelland. *Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern* 35: 173-193.

Sacher, T.; Bauschmann, G. (2011): Artenhilfskonzept für die Grauammer (*Miliaria calandra*) in Hessen. Stand Oktober 2011. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Reichelsheim. http://vswffm.de/v/vsw/content/e3884/e4324/e4333/Artenhilfskonzept_Grauammer_2011.pdf. Abruf am 14.12.2015.

Schieweling, A.; Janssen, J.; Friedrichs, K.; Dalbeck, L. (2014): Hat die Grauammer *Emberiza calandra* in der Rheinischen Börde noch eine Chance? In: *Charadrius* 50 (1): 75-79.

Suter, C.; Rehsteiner, U.; Zbinden, N. (2002): Habitatwahl und Bruterfolg der Grauammer *Miliaria calandra* im Grossen Moos. *Ornithologischer Beobachter* 99 (2): 105-115.

VSW Frankfurt / Vogelschutzwarte Frankfurt (2012): Maßnahmenblatt Grauammer (*Emberiza calandra*). http://vswffm.de/v/vsw/content/e3884/e4580/e4581/ManahmenblattGrauammer_2012_06_26.pdf. Abruf 11.04.2016.

1.14 Graureiher (*Ardea cinerea*)

Graureiher *Ardea cinerea* ID 19

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Graureiher brüten in Kolonien in gewässer- und nahrungsreichen Naturräumen. Die Nester (Horste) werden in Bäumen angelegt und oft mehrere Jahre hintereinander genutzt. Selten finden Bodenbruten im Schilf statt. Die Koloniestandorte können – bei Ungestörtheit – jahrzehntelang genutzt werden. Als Fortpflanzungsstätte wird die gesamte Kolonie abgegrenzt inklusive eines störungsarmen Puffers von bis zu 200 m (Fluchtdistanz). Aufgrund der Größe des Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenlandbiotope ist eine Abgrenzung von essenziellen weiteren Habitatbestandteilen in der Regel nicht erforderlich.

Ruhestätte: Graureiher ruhen während der Fortpflanzungszeit meist auf dem Horst oder in Gehölzen in unmittelbarer Umgebung. Auch außerhalb der Brutzeit ruhen die Reiher gerne in Gruppen auf hohen Bäumen oder im Schilf, mitunter auch auf freiem Feld (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 314). Als Ruhestätten werden alle mehrfach genutzten Schlafplätze mit einem störungsarmen Puffer abgegrenzt.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\)](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Bruthabitat: Der Graureiher brütet in Mitteleuropa meistens in Kolonien auf Bäumen oft in hohen Baumkronen mit freiem Anflug. Die Nester werden auf Laub- wie Nadelbäumen (bevorzugt Fichte, Lärche, Kiefer, Eiche, Buche und Weiden) angelegt. Die Nester werden in der Regel wieder benutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 311).
- Nahrungshabitat: Graureiher suchen v. a. in fischreichen Gewässern ihre Nahrung (stehende, fließende, süße, brackige oder salzige Gewässer), sofern sie oder wenigstens ihre Uferzonen seicht genug zum Abwaten und nicht völlig zugewachsen sind. Selbst aus kleinen Wasserbecken in Hausgärten kann er sich Zierfische holen. Daneben werden z. B. auf Grünland, Brachflächen und abgeernteten Äckern Kleinsäuger erbeutet (CREUTZ 1983 S. 32).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. ~~Umsiedlung von Kolonien (Av3)~~, Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Graureiher brüten in Kolonien in meist starken, alten Bäumen. Bei der Maßnahme wird den Graureihern bei projektbedingter Betroffenheit des Koloniestandortes eine Umsiedlung ermöglicht, indem a) durch die Anwendung von mittelfristigen Verjüngungsverfahren und Einschlag außerhalb der Brutzeit und / oder b) durch das Angebot von Kunsthorsten die Möglichkeit zur Gründung einer Ablegerkolonie erhöht wird.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Standort zur Gründung der Ablegerkolonie in unmittelbarer Nähe zur betroffenen Kolonie (max. 3 km in Anlehnung an UTSCHIK 1981 S. 43; je näher desto besser).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Durchführung eines mittelfristigen Verjüngungsverfahrens und Einschlages außerhalb der Brutzeit (nach UTSCHIK (1981, 1990 S. 165 ff. für Graureiherkolonien in zur Endnutzung anstehenden Fichten-Altersklassenwäldern). Die Größe des Ausweichhabitates richtet sich nach der Größe der betroffenen Kolonie.
 - Bei Kahlhieb oder Einschlag zur Brutzeit brüten viele Reiher im folgenden Jahr nicht. Es kommt zu nur wenigen Einzelbruten im Einzugsbereich der ehemaligen Kolonie mit geringem Reproduktionserfolg. Überschreitet jedoch der Anteil der innerhalb eines Jahres einzelstammweise genutzten Holzmasse die Größenordnung von 10-20 % des Vorrates nicht und wird der Einschlag außerhalb der Brutzeit durchgeführt (von September bis Anfang Februar), so stehen den Reiher ein Zeitraum von mindestens 5 Jahren zur Verfügung, um in der Nähe eine Ablegerkolonie zu gründen und umsiedeln zu können.
 - Phase 1: Das Koloniezentrum wird durch gebuchteten Saumhieb freigestellt. Auch wenn hier schon einige Horstbäume gefällt werden, sinkt der Reiherbestand in der Regel nicht, da sich die Reiher auf den verbleibenden Horsten zusammendrängen. Günstiger wäre jedoch auch in dem von Reiher weniger dicht besiedelten Bereich einzelstammweise Endnutzung zur Schaffung von Femellücken.
 - Phase 2 zieht sich über mind. 5 Jahre, meistens länger, hin. Die Bäume werden einzelstammweise entfernt unter Berücksichtigung von Horstbaumgruppen. Spätestens in der Mitte von Phase 2 beginnen die Reiher als Folge des sinkenden Horstbaumangebotes in benachbarte Altbestände abzuwandern. Nach Gründung einer Ablegerkolonie wird der Restbestand geräumt.
- Angebot von Kunsthorsten: Durch das Anbringen von großen, mit Nistmaterial ausgestatteten Nistkörben in potenziell geeigneten Baumgruppen wird eine Umsiedlung ermöglicht bzw. die Attraktivität des Ausweichstandortes erhöht. TILLMANN & WOLF (2011) verwendeten Weidenkörbe mit 70 cm Durchmesser und 19 cm Tiefe. Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Nisthilfen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Das mittelfristige Verjüngungsverfahren erstreckt sich über einen Zeitraum von 5-10 Jahren. Das Anbringen von Kunsthorsten ist grundsätzlich sofort wirksam, soll jedoch mit > 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden, um den Reihern eine Eingewöhnung zu ermöglichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- UTSCHICK (1981) berichtet von der erfolgreichen Umsetzung des mittelfristigen Verjüngungsverfahrens. TILLMANN & WOLF (2011) berichten von einer erfolgreichen Umsiedlung in Grevenbroich (NRW) unter Einsatz von Kunsthorsten. Die Kunsthorste wurden zwar nicht besetzt, wirkten sich aber möglicherweise fördernd auf die Umsiedlung aus. FINKENSTAEDT & HECKENROTH (1974, zit. bei TILLMANN & WOLF) benutzten Kunsthorste (und Volierenvögel) zur Neugründung einer Graureiherkolonie.
- Die Maßnahme wird grundsätzlich als plausibel eingeschätzt. Jedoch bestehen aufgrund mangelnder Erfahrungen Unklarheiten hinsichtlich der Annahme von Alternativstandorten und der Zeitschiene. Für die Maßnahme besteht daher allgemein nur eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, es ist eine Einzelfallbetrachtung und ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

2. Anlage von Nahrungshabitaten (G1.1, G1.2, G6, O1, O2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bedeutende Nahrungstiere des Graureihers stellen Fische, die in stehenden oder fließenden Gewässern erbeutet werden, und Kleinsäuger dar (v. a. in Mäusejahren). In der Maßnahme werden bestehende (Fisch-) Teiche in ihrer Nutzung umgewandelt bzw. fischreiche Kleingewässer neu angelegt sowie Maßnahmen zur Extensivierung von Grünland und zur Anlage von Ackerbrachen durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Graureiher können hohe Aktionsradien bis 20-30 km haben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 310). Grundsätzlich sind jedoch aus energetischen Gesichtspunkten kolonienaher Nahrungshabitate anzustreben. Daher sollen die Gewässer nicht weiter als 2 km zur Kolonie liegen.
- Überschaubares Gelände mit freier An- und Abflugmöglichkeit.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination untereinander), je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr. Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Maßnahmen an Stillgewässern G1.1, G1.2 (z. B. Nutzungsumwandlung von bestehenden Fischteichen, Neuanlage von Gewässern):
 - Die Gewässer sollen große Anteile flacher Bereiche aufweisen (10-30 cm Wassertiefe, UTSCHIK 1986 S. 4) mit Flachufern und klarem Wasser für die optische Beutelokalisierung (CREUTZ 1983 S. 33) mit Deckungsstrukturen am Ufer. Völlig freie Wasserflächen oder auch dicht verwachsene Gewässer werden vom Graureiher gemieden (ebd. S. 32).
 - Bei künstlichem Besatz mit Fischen (z. B. HEPP 1975) keine Verwendung nichtheimischer Arten (z. B. keine Regenbogenforelle). Bei den Besatzfischen soll es sich um autochthone Stämme von Arten handeln, die in der Nähe des Projektgebietes vorkommen oder denen möglichst ähnlich sind und nicht um genetisch ungeeigneten Bestand aus großen Fischzuchtbetrieben. Dem Umstand, dass die Satzische absolut krankheitsfrei sein müssen, ist in Hinblick auf die autochthone Fischfauna unbedingt ebenfalls Sorge zu tragen.
 - Der Graureiher bevorzugt Fische von ca. 10-15 cm Größe (UTSCHIK 1986), max. 20-30 cm (BAUER et al. 2005 S. 264). Geeignete Fischarten sind allgemein z. B. Rotfeder (Plötze), Rotaugen, Aland, Elritze, Ukelei und andere Weißfischarten. Beim Besatz mit Nahrungsfischen sollte auf im Alter hochrückige Arten wie Brachsen, Güster oder Karpfen verzichtet werden, da diese ab einem bestimmten Alter nicht mehr von den Graureihern verschluckt werden können. Außerdem führen die großen Exemplare dieser Arten, da sie nur noch wenige Feinde haben, dazu, dass die Bestände an Insekten-, Wirbellosen und Amphibienlarven des Gewässers innerhalb weniger Jahre drastisch schrumpfen oder gar erlöschen. Kein Besatz mit der nichtheimischen Regenbogenforelle. Bachforellen eignen sich in der Regel nicht für Stillgewässer, da diese sich im Sommerhalbjahr zu stark erwärmen bzw. meistens zu sauerstoffarm sind.
- Maßnahmen im Grünland (O1): Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland). Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Graureihers zu erhöhen.
- Maßnahmen im Acker: Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Grünland, Acker: Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010).
- Gewässer: Sicherstellung eines für den Graureiher bedeutsamen Fischbestandes

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Gewässer: Konflikte mit Fischerei bei Nutzteichen in der Nähe. Kein künstlicher Fischbesatz in anderweitig naturschutzfachlich bedeutsamen Teichen (z. B. für Amphibien, Libellen).
- Grünland, Acker: Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässer: Ab der Nutzungsumstellung bzw. ab Besatz mit Fischen.
- Grünland: Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).
- Acker: Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Graureiher zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Nutzung auch von künstlichen fischreichen Gewässern durch Graureiher ist bekannt. Die Maßnahmen zu den Gewässern werden in der Literatur z. B. von CREUTZ (1983 S. 180) sowie HÖLZINGER & KUHN (1987 S. 774) genannt. HEPP (1975) berichtet von der Herstellung eines 0,4 ha großen Gewässers mit Fischen für den Graureiher.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise liegen nicht vor. Die Maßnahmen sind von der Artökologie her plausibel. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Graureiher besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen bezüglich der Nahrungshabitate. Bei Betroffenheit von Kolonien sind Umsiedlungsmaßnahmen grundsätzlich möglich, jedoch Einzelfallentscheidungen und mit einem Monitoring zu begleiten.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Creutz, G. (1983): Der Graureiher *Ardea cinerea*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 530. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 195 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Bearb., 1992): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 3. Anseriformes (1. Teil). Entenvögel: Enten, Säger. Aula-Verlag, Wiesbaden, 503 S.

Hepp, K. (1975): Schutzmaßnahmen zur Erhaltung der Graureiherkolonie „Zwerrenberg“ bei Zwingenberg a. N. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 7: 22-25.

Hölzinger, J.; Kuhn, J. (1987): Graureiher – *Ardea cinerea* Linné, 1758. 764-774. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembuergs. Band 1 Gefährdung und Schutz, Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg, Artenhilfsprogramme. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Tillmanns, O.; Wolf, N. (2011): Ergebnisse einer Graureiher-Umsiedlung *Ardea cinerea* in Grevenbroich (Rhein-Kreis Neuss). *Charadrius* 47 (1): 43-48.

Utschik, H. (1981): Vorschläge zur forstwirtschaftlichen Behandlung von Graureiherkolonien. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 100 (1):40-45.

Utschik, H. (1986): Der Graureiher am Fischteich - Verhalten und Abwehr. *ÖKOL* 8/4 (1986): 3 – 12

Utschik, H. (1990): Möglichkeiten des Vogelschutzes im Wirtschaftswald. *Berichte ANL* 14: 165-172.

1.15 Grauspecht (*Picus canus*)

Grauspecht *Picus canus* ID 20

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Grauspechte brüten in Baumhöhlen, die in weichholzige Stamm- oder Aststellen geschlagen werden. Wiederbenutzung der Höhlen kommt vor (BAUER et al. 2005). Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung der Baumhöhle statt. Als Fortpflanzungsstätte werden daher die Bruthöhle / das Revierzentrum und geeignete Gehölzstrukturen in der unmittelbaren Umgebung von mind. 100 m abgegrenzt. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Grauspecht aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Grauspechte nächtigen in selbstgebauten oder fremden Baumhöhlen. Wiederbenutzung der Schlafhöhlen kann auftreten; der Grauspecht scheint aber die Schlafhöhlen häufiger zu wechseln als der Grünspecht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 936). Als Ruhestätte gelten für den Grauspecht geeignete Baumhöhlen innerhalb des Reviers.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

- [Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Bruthabitat: Der Grauspecht besiedelt bevorzugt alte, mit Totholz durchsetzte Laub- und Mischwälder. Die Bruthöhlen werden in tote oder angefaulte Stämme oder Äste von Laubbäumen gebaut. In den nordrhein-westfälischen Mittelgebirgen besiedelt er vor allem Buchen- und Eichenwälder; Nadelholzbestände werden dagegen gemieden. Im Tiefland tritt er – wenn überhaupt – in Buchen- und Eichenwäldern, seltener in Weiden- oder in Altpappelbeständen auf (WEISS 1998). Wiederbenutzung der Höhlen tritt auf, doch baut der Grauspecht z. B. im Verhältnis zum Grünspecht regelmäßiger eine neue Höhle, v. a. wenn brauchbare alte Höhlen im Revier nicht mehr vorhanden oder von Konkurrenten (z. B. Star) besetzt sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994: ebd. 933).
- Nahrungshabitat: Der Grauspecht ernährt sich v. a. von Ameisen, im Gegensatz zum Grünspecht eher die waldbewohnenden Arten. Weiterhin nutzt er auch Totholz auf der Suche nach Gliedertieren sowie Obst. Er kann in verschiedenen Waldgesellschaften auftreten. Wichtig sind ein hoher Anteil von Grenzlinien und Kleinstrukturen (z. B. Waldränder, Schneisen, Lichtungen, Windwurfflächen) sowie ein hoher Totholzanteil. Nahrungs- (und Brut-) habitate vom Grauspecht sind mittelalte und alte, lichte und strukturreiche Laub- sowie Mischwälder, Auwälder, Ufergehölze, in dichten, dunklen (ameisenarmen) Forsten fehlt er (BAUER et al. 2005, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 930).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Grauspecht erreicht in NRW am nördlichen Rand der Mittelgebirgsregion seine nordwestliche mitteleuropäische Arealgrenze (WEISS 1998).

Sonstige Hinweise

- Beim Grauspecht bestehen Unklarheiten über die Rückgangsursachen (PASINELLI 2005). MÜLLER (2011) diskutiert als mögliche Gründe die zunehmende Verschattung / Verdunklung der Wälder, zunehmende (direkte) Konkurrenz zum Grünspecht und (indirekte) Konkurrenz zum Grünspecht infolge der vorherrschend milden Winter (Grauspecht kann seine größere Winterhärte nicht mehr ausspielen, MÜLLER 2011).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Grauspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen. Durch Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für den Grauspecht dauerhaft gesichert. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Grauspechtes auch zur Brutzeit (ca. 100 ha, BAUER et al. 2005 S. 774) ist eine flächendeckende Optimierung von Lebensstätten in der Regel nicht möglich. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Totholz spielt für die Nahrungssuche des Grauspechtes eine besondere Rolle. Daher wird in der Maßnahme auch der Totholzreichtum in der Fläche erhöht z. B. durch Erhalt von Totbäumen, Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Bestände mit Habitatpotenzial für den Grauspecht

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Bruthabitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung der Umtriebszeit (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz: Der Schwerpunkt soll auf der Gestaltung von stehendem Totholz mit mind. mittlerem Brusthöhendurchmesser (35 cm) liegen.
 - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
 - Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen
 - Ringeln des Stamms
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.
- Für den Grauspecht bzw. die Ameisen als wesentliche Nahrungstiere, ist ein ausreichend lichter Untergrund relevant (siehe Strukturierung von Waldbeständen). Pflegemaßnahmen sollen daher darauf ausgerichtet sein, eine flächendeckende Beschattung des Untergrundes z. B. durch starke Verjüngung, zu verhindern.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.
- Förderung Totholz: Bei einem Ausgangsbestand mit hohem Anteil an Weichhölzern besteht eine Wirkdauer innerhalb von bis zu 5 Jahren, ansonsten von bis zu 10 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind beim Grauspecht wegen seines großen Aktionsraumes auch nur mit hohem Aufwand (Telemetry) zu erbringen. Weiterhin bestehen über die konkreten Rückgangsursachen des Grauspechts Unklarheiten (s. o.). Der Erhalt von Altholzbeständen wird z. B. von BAUER et al. (2005) und NLWKN (2009) vorgeschlagen. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme. Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetry) nachweisbar, da Grauspechte große Aktionsräume haben. Die Maßnahme wird vom Typ her (Förderung / Erhalt Totholz) in der Literatur (z. B. BAUER et al. 2005 S. 77, NLWKN 2009 S. 9) genannt. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Grauspecht bevorzugt zur Anlage seiner Höhlen weichholzige, morsche Stellen in lebenden Bäumen (BAUER et al. 2005). In der Maßnahme werden bei Mangel an Brutmöglichkeiten gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen“) angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzersetzenden Pilzen in schon vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume überwallen Stammverletzungen oft schnell.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände, jedoch Mangel an Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: mind. 20 Höhleninitiale, je nach lokaler Betroffenheit auch mehr.
- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzersetzenen Pilzen), der kernfaule Bereiche aufweist (z.B. unter abgebrochenen Ästen). Anlage der Höhleninitialen in Laubbäumen mit mindestens mittlerem Baumholz. Der Grauspecht legt seine Höhlen meist in Höhen von 1,5-8 m an (BAUER et al. 2005, S. 775). Als Mindesthöhe für die Höhleninitialen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Höhleninitiale müssen (bis natürlicherweise weichholzige Stellen entstehen) so lange bereit stehen und ggf. erneuert werden, bis natürlicherweise weichholzige Stellen im vorhandenen Baumbestand entstanden sind.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit: BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen“ mit holzersetzenen Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es bis 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (*Dryocopus pileatus* und *Picoides villosus*), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitiale erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Grauspecht nicht genannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Prognoseunsicherheiten bezüglich einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. Das Angebot von Styropor-Stümpfen in Texas wurde von *Picoides pubescens* zur Anlage von Schlafhöhlen, nicht jedoch von Bruthöhlen genutzt (CONNER & SAENZ 1996).
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 7.11.2011) besteht lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Die Maßnahme ist nicht eigenständig.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

3. Anbringen von künstlichen Nisthilfen (Av1.1), Fräsen von Baumhöhlen (Av3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Grauspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden bei Mangel an Nistmöglichkeiten in ansonsten geeigneten Baumbeständen a) Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst oder b) Nistkästen angebracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände, jedoch Mangel an Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Pro Paar werden mind. 3 Höhlen gefräst (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen angebracht (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen), je nach lokaler Betroffenheit auch mehr.
- Die Nisthöhle ist natürlicherweise meist ca. 15-37 tief mit einer Brutkammerweite von 9-12,5 cm; der Durchmesser des Einflugloches ist oft elliptisch (ca. 60 mm breit und 55 mm hoch). Die Höhle ist häufig gegen das Flugloch hin geneigt, gern an der Unterseite geneigter Bäume angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 933). Als Mindesthöhe für die künstlichen Höhlen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen: ca. alle 3-5 Jahre neu anlegen / „nachfräsen“, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. in schnellwachsendem Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um den Spechten eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt (Höhlenmaße).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Grauspecht nicht genannt. In den USA werden für den Kokardenspecht *Picoides borealis* erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt (PASINELLI 2007). Entsprechende Daten für den Grauspecht liegen nicht vor. Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Grauspechts. Für eine prinzipielle Annahme von künstlichen Baumhöhlen spricht der Aspekt, dass Grauspechte bestehende Höhlen auch mehrmals nutzen können, d. h. (auch) auf vorhandene (eigene) Höhlen zurückgreifen. Nachweise von Grauspechtbruten in künstlichen Baumhöhlen oder Nistkästen liegen nicht vor.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 7.11.2011) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Grauspecht auf (auch THOMAS et al. 1979 S. 77 für Spechte allgemein).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: keine

4. Entwicklung von Nahrungshabitaten: Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Grauspechte ernähren sich v. a. von Ameisen, darunter auch von Ameisen der Grünlandbiotop (z. B. *Lasius niger*, *Lasius flavus*, *Tetramonium casespitem*, RAQUÉZ 2000). Das Vorhandensein mehrjähriger Nester dieser Arten ist auf Grünlandbiotopen abhängig von der Bewirtschaftungsform: Durch zu häufiges Mähen / zu starke Beweidung werden die oberirdischen Nestkuppen zerstört, so dass diese Arten dort kaum vorkommen. Auf waldrandnahen Wiesen kann die Vegetation zu hoch und dicht für die wärme- und sonnenbedürftigen Ameisen werden (PASINELLI 2005, RAQUÉZ 2000, RAQUÉZ & RUGE 1995). In der Maßnahme wird waldrandnahes Extensivgrünland unter Berücksichtigung von Wiesenameisenvorkommen durch Neuanlage oder Extensivierung der Nutzung entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Waldrandnah oder in einem Streuobstbestand.

- Besonnte Standorte (ggf. in der Maßnahme herzustellen).
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden (oder vorherige Ausmagerungsphase).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz und Entwicklung von Nahrungshabitaten: Extensivgrünland). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland). Mahd ein- bis zweimal im Jahr. Möglich ist auch eine Schafbeweidung, von einer Koppelbeweidung soll jedoch wegen der Trittschäden abgesehen werden (MUSCHKETAT & RAQUÉZ 1993 S. 80 bezüglich entsprechender Habitate beim Grünspecht).
 - Bei Mahd ggf. höhere Einstellung des Mahdwerkzeugs auf ca. 20 cm zur Schonung von Ameisen (RUGE in RAQUÉZ & RUGE 1995; Kreiselmäher schneiden meist sehr tief, zerstören somit größere Bereiche der Ameisennester und sind daher ungünstig). Ein Teil der Flächen / Streifen soll als „Altgrasstreifen“ nicht jährlich gemäht werden, um grenzlinienreiche Strukturen zu erhalten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Sicherstellung der o. g. Pflegevorgaben. Zu beachten ist, dass eine hohe Einstellung des Mähwerkes ggf. zu einer Nährstoffanreicherung führen kann.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren (bei Ausmagerung je nach Wüchsigkeit auch länger).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Der Entwicklung und Pflege von waldrandnahem Extensivgrünland wird z. B. von BAUER et al. (2001 S. 397), BAUER et al. (2005 S. 775), BREITSCHWERDT (1997), NLWKN (2009), RAQUÉZ (2000), RAQUÉZ & RUGE (1995) und SÜDBECK (2009) vorgeschlagen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.
- Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist die Entwicklung und Pflege von waldrandnahem, ameisenreichem Extensivgrünland grundsätzlich eine geeignete Maßnahme, um die Habitatqualität für den Grauspecht zu erhöhen. Wegen der Unsicherheiten zu den Rückgangsursachen des Grauspechts auch in NRW soll die Maßnahme nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 7.11.2011) mit einem Monitoring verbunden werden.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

5. Strukturierung von Waldbeständen (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Grauspecht ist für die Nahrungssuche auf dem Waldboden ein hoher Anteil von Grenzlinien bzw. lichten-lückigen Strukturen relevant. Möglicherweise hängt seine Bestandsabnahme auch in NRW mit einer zunehmenden Verschattung durch bessere Verjüngung und stärkeren Holzzuwachs zusammen (MÜLLER 2011 S. 37), da so die lichten Bodenstrukturen abnehmen. In der Maßnahme werden dichte und dunkle Waldbestände durch die Anlage von Kleinstrukturen (z. B. Lichtungen), durch Auflichtungen in ihrer Eignung als Nahrungshabitat für den Grauspecht erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Anbringen von künstlichen Nisthilfen, Fräsen von Baumhöhlen.
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Einschichtig strukturierte, dichte und dunkle, meist junge Bestände (z. B. einheitliche junge Altersklassenbestände, insbesondere junge (Fichten-) Nadelholzkulturen), Bestände mit starker Verjüngung und entsprechender Beschattung des Bodens, ggf. auch weitere Bestände mit dichtem Kronendach.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Strukturierung durch Schaffung von Grenzlinien und von besonnten Bereichen / Lichtungen (z. B. besonnte Schneisen, kleine Lichtungen). Die Lage der besonnten Bereiche soll sich an den vorhandenen Stubben o. a. Totholzstrukturen (Freistellung) orientieren. Strukturierung der aktuell einheitlichen Altersklassenbestände durch kleinräumiges Nebeneinander verschiedener Altersstufen (Mehrschichtigkeit).
- Belassen und Freistellen von Baumstubben. Möglichst hoher Anteil von mittlerem bis starkem Totholz, bspw. durch Belassen von Windwurf; bei Pflegemaßnahmen / Durchforstungen Erhalt einiger Stammbereiche bis ca. 2 m über Boden („Hochstubben“).
- Strukturarme Nadelholzbestände: Strukturierung der bisher artenarmen, einschichtigen Bestände durch truppweise Beimischung weiterer heimischer, standortgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten). Der Nadelholzanteil (aktuell oft 100 %) soll mittel- bis langfristig zwischen 30 und 60 % liegen.
- Lokales Auflichten von flächiger, dominierender Naturverjüngung zur Schaffung offener, lichter Waldbestände (keine Entnahme von Altholzbäumen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegearbeiten zur Sicherstellung sonniger, lichter Strukturen; Erhalt von lichtem Waldboden

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Unter der Voraussetzung ausreichend großer, bewirtschaftungsfähiger Flächen kommt auch die Offenhaltung mittels (Wald-)Weide in Betracht. Dann sind mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Durch die Auflichtungsmaßnahmen wird eine Erhöhung in der Eignung als Nahrungshabitat für den Grauspecht (verstärkte Besiedlung von Ameisen und anderen holzbewohnenden Insekten) innerhalb von 2-5 Jahren erwartet (in Anlehnung an DOROW 2002, ROLSTAD et al. 1998, VÖLKL 1991). Für das Entstehen eines mehrschichtigen Bestandes bzw. das Auswachsen neu angeplanzter Gehölze ist aufgrund des langsamen Gehölzwachstums ein mittel- bis langfristiger Zeitraum zu veranschlagen (> 10 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen zumindest teilweise kurzfristig bereit (Auflichtungen). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetrie) nachweisbar, da Grauspechte große Aktionsräume haben. Weiterhin bestehen über die konkreten Rückgangsursachen des Grauspechts Unklarheiten (s. o.). Das Fehlen geeigneter Nahrungshabitate gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Grauspechts (BAUER et al. 2005 S. 774). Grauspechte meiden dichte und dunkle Waldbestände (BAUER et al. 2005, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 930, SCHERZINGER 1982 S. 91). Für den Grauspecht bzw. die Ameisen als wesentliche Nahrungstiere ist ein ausreichend lichter Untergrund relevant (MÜLLER 2005 S. 138). Die Maßnahme wird vom Typ her z. B. von BAUER et al. (2005 S. 774), NLKWN (2009) und SÜDBECK (2009) empfohlen.
- Nach gegenwärtigem Kenntnisstand und nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 7.11.2011) ist die Strukturierung von aktuell dichten und dunklen Waldbeständen eine geeignete Maßnahme, um die Habitatqualität für den Grauspecht zu erhöhen. Wegen der Unsicherheiten zu den Rückgangsursachen des Grauspechts auch in NRW soll die Maßnahme mit einem Monitoring verbunden werden.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Grauspecht bestehen geeignete Maßnahmen im Erhalt und der Pflege von Bruthabitaten sowie in der Strukturierung von Waldbeständen / der Anlage von waldrandnahem, ameisenreichem Extensivgrünland für die Nahrungshabitate.

Zu den konkreten Rückgangsursachen des Grauspechts bestehen Unklarheiten. Die genannten Maßnahmen erscheinen jedoch als hinreichend plausibel, um eine Wirksamkeit grundsätzlich anzunehmen. Für die Maßnahmen zur Entwicklung von Habitaten im Offenland und zur Strukturierung von einheitlichen Waldbeständen ist ein Monitoring durchzuführen.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Bauer, H. G.; Hölzinger, J.; Spitznagel, A. (2001): *Picus canus* Gmelin, 1758. Grauspecht. In: Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 2.3. Non-Passeriformes – Nicht-Singvögel (Teil 3): 385-397. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. *Journal of Wildlife Management* 66 (3): 625-633.
- Breitschwerdt, G. (1997): Grauspecht – *Picus canus*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.
- Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. *Wilson Bull.* 108(3): 449-456
- Dorow, W. H. O. (2002): Zoologische Untersuchungen auf der Sturmwurf-Fläche – Tierordnungen, Heteroptera (Wanzen), Hymenoptera (Hautflügler). In: Willig, J. (Wiss. Koord.). Naturwaldreservate in Hessen 8. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf- 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Herausgeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 79-116.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Müller, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation Technische Universität München. 197 S. + Anhang.
- Müller, J. (2011): Mögliche Ursachen von Bestandsveränderungen beim Grauspecht *Picus canus*. *Charadrius* 47 (1): 35-42.
- Muschketat, L. F.; Raqué, K.-F. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. *Bereichen. Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 67: 71-81.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Grauspecht (*Picus canus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 16.5.2011
- Pasinelli, G. (2005): Der Grauspecht - Der grosse Unbekannte. *Ornis* 6: 40-42.
- Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16 (4): 1283-1298.
- Raquéz, K.-F (2000): Weshalb schädigt man durch zu häufiges Mähen der Wiesen die Erdspechte? *Unterricht Biologie*, 52-53.
- Raquéz, K.-F.; Ruge, K. (1995): Die Bedeutung von Ameisen für die Ernährung von Grün- und Grauspechten – Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen. *Journal für Ornithologie* 136 (3): 339
- Rolstad, J; Majewski, P.; Rolstad, E. (1998): Black Woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *J. Wildl. Management* 62: 11-23.
- Scherzinger, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 9.
- Südbeck, P. (2009): Zur aktuellen Bestandsgröße des Grauspechts *Picus canus* in Niedersachsen – Versuch einer Abschätzung. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3 (Jahrestagung 2008 – Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung): 47-55 / Vogelkundliche Berichte Niedersachsen 40:223-232.
- Thomas, J. W.; Anderson, R. G.; Maser, C.; Bull, E. L. (1979): Snags. In: U.S. Department of Agriculture, Forest Service Bd. 553: Agriculture Handbook, Chapter 5, S. 60-77.
- Völkl, W. (1991): Besiedlungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldlichtungen. *Natur und Landschaft* 66 (2): 98-102.
- Weiss, J. (1998): Die Spechte in Nordrhein-Westfalen.- *Charadrius* 34: 104-125.

1.16 Großer Brachvogel (*Numenius arquata*)

Großer Brachvogel *Numenius arquata* ID 21 (Brutbestand)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Brachvogel legt sein Nest am Boden oder auf Bulten im Grünland an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Ortstreue ist meist hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005), allerdings besteht auch die Fähigkeit zu Umsiedlungen zumindest über kleine Entfernungen als Anpassung an Veränderungen an Kulturlandbrutplätze. Da die Jungvögel Nestflüchter sind, ist das engere Umfeld mit den nach dem Schlüpfen zur Jungenaufzucht notwendigen Strukturen der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den Bereich der Nestanlage und den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum flügge werden der Jungtiere. In der Regel ist hierfür ein Raumbedarf von mind. 2 ha bzw. die gesamte genutzte Parzelle um den Neststandort bzw. den „Revier“-Mittelpunkt abzugrenzen.

Ruhestätte: Der Brachvogel nächtigt in der Regel am Boden. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Die Ruhestätte von Durchzüglern ist im Steckbrief Limikolen - Rastvögel beschrieben. Darüber hinaus sind die Ruhestätten einzelner Individuen unspezifisch und räumlich nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(ft. LANUV\)](#)

- [Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Große Brachvogel bevorzugt weithin offenes, extensives, feuchtes bis trockenes Grünland mit niedriger Vegetation, z. B. Nasswiesen und Blänken, die bis Juni Wasser halten. Typische Habitate sind feuchte bis nasse Flächen mit fehlender bis lückiger Vegetation wie Überschwemmungsgrünland, Seichtwasserzonen an Binnengewässern, feuchte Heideflächen, Nieder- und Hochmoore (BAUER et al. 2005 S. 467, SCHMITZ in SUDMANN et al. 2012).
 - TÜLLINGHOFF & BERGMANN (1993) fanden, dass die Küken Flächen mit bis zu 15 cm hohem Grasbewuchs sowie ungemähte Randstreifen von Mähwiesen und –weiden, wo es auch Deckung gab, bevorzugten. Die Brutflächen liegen nach BEHRENS et al. (2007) in Vegetationshöhen von 15-30 cm. Die Art ist zur Brutzeit territorial, manchmal kommen jedoch auch lockere Kolonien vor (BAUER et al. 2005). Ackerflächen werden grundsätzlich zur Nestanlage nicht gemieden, doch in der Regel nur besiedelt, wenn zur Nahrungssuche Wiesenflächen in der Nähe sind. Meist resultieren die Bruten auf Ackerflächen aus zuvor umgebrochenen Grünland in Zusammenhang mit der Brutortstreue. Aufgrund unzureichender Reproduktion verweisen sie aber meist schnell (KIPP 1982a, KIPP in NWO 2002, S. 112).

Meidung von Vertikalstrukturen:

- In verschiedenen Untersuchungen wird für Wiesenvögel wie den Brachvogel darauf hingewiesen, dass die Offenheit der Landschaft ein wichtiger Punkt in Bezug auf die Habitatwahl ist (z. B. VAN DER ZANDE 1980). Dies wird meist mit der Meidung von Luft- oder Bodenprädatoren in Zusammenhang gebracht, da viele der im Grünland lebenden Prädatoren auf Hecken oder Feldgehölze angewiesen sind. Bei günstigen Habitatbedingungen werden (lückige und niedrige) Vertikalstrukturen ggf. toleriert (z. B. TÜLLINGHOFF & BERGMANN 1993 bei Hecken, Sträuchern, Bäumen). In der Regel sollen Maßnahmenflächen jedoch so angelegt werden, dass sie einen (weitgehend) freien Horizont aufweisen und keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofbereiche), aber auch keine Stromleitungen in der Nähe von mind. 100 m aufweisen (fachgutachterliche Einschätzung; auch KREUZIGER 2008). OOSTERVELD & ALTENBURG (2005, zit. bei HÖTKER et al. 2007 S. 87) geben als Faustregel an, dass ein Wiesenvogelgebiet auf einer Fläche von mindestens 100 ha offen und unzerschnitten sein sollte.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Grundsätzlich sollen Maßnahmen möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen umgesetzt werden.

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland (G2.1, O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden geeignete Grünlandbestände mit offenen, zur Brutzeit wasserführenden, an den Ufern spärlich oder kurz bewachsenen Blänken und / oder Tümpeln hergestellt oder optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänge, frei laufende Hunde, Modellflugzeugflieger etc.) zu achten.
- Maßnahmenstandorte mit (weitgehend) freiem Horizont; keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofanlagen) und Stromleitungen in der Nähe bis mind. 100 m (s. o.).
- Grünland- oder Ackerstandorte mit mittleren bis nassen Bodenverhältnissen. Bestehende Grünlandstandorte mit Renaturierungsmöglichkeiten sind zu bevorzugen.
- In der Regel werden großflächige Grünlandkomplexe benötigt, da Einzelmaßnahmen für isolierte Paare nur bedingt sinnvoll sind, in der Regel minimal 10 ha Gesamtflächengröße.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro BP):

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die konkrete Flächengröße der Maßnahme richtet sich nach der lokalen Betroffenheit (Ausgleich mind. 1:1), der Anzahl der betroffenen Paare und den lokalen Bedingungen. Nach BOSCHERT (2008 S. 351 f.) reichen in sehr guten Lebensräumen für den Großen Brachvogel in den ersten 3 Lebenswochen minimal 1,5 bis 2 ha. Die Familien haben jedoch insgesamt Aktionsräume von bis zu 20 ha. Nach LANUV (2011) beträgt die Größe eines Brutreviers zwischen 7 bis 70 ha. Im Regelfall (durchschnittliche Habitate) werden daher > 10 ha als Minimalfläche empfohlen.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Formblatt Extensivgrünland (M-O1). Darüber hinaus sind für den Großen Brachvogel speziell folgende Aspekte zu beachten:
- Wassermanagement: Zur Steigerung der Attraktivität von Grünländern für den Großen Brachvogel ist das Anheben von Grabenwasserständen bzw. die Wiedervernässung der Flächen ein wichtiges Instrument. Grundsätzlich sollte der Oberboden innerhalb der Brutzeit zumindest in Teilen der Maßnahmenfläche weich / stochebfähig sein. Im Vorfeld der Umsetzung ist eine genaue Prüfung der Standortverhältnisse notwendig, um die sachgerechten Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte festlegen zu können (z. B. Anstau von Gräben, Anpassung der Pumpleistung in Bergsenkungsgebieten, „Tieferlegung“ von Flächen im Deichvorland und von anderen trocken gefallen Flächen, aktive Bewässerung z. B. über Windradpumpen, Anlage von Blänken, LANUV 2011b S. 96). Die konkreten Grundwasserstände können nur im Einzelfall und artspezifisch festgelegt werden.
 - Bei Mineralböden (HÖTKER et al. 2007 S. 87) Beibehaltung / Wiederherstellung geeigneter Grundwasserstände mit partiellen und zeitlich begrenzten winterlichen Überstauungen (JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009). Werden lang andauernde, flächendeckende Überstauungen vorgenommen, so können sich diese in zweierlei Hinsicht negativ auswirken: Erstens wird durch solche Überstauung das Bodenleben abgetötet, was möglicherweise zu einer deutlichen Nahrungsverknappung führt (AUSDEN et al. 2001). Zweitens werden durch die Überstauung auch die Hauptbeutetiere (Feld- und Erdmaus) der meisten, im Grünland lebenden Prädatoren getötet, was möglicherweise zu einem stärkeren Prädationsdruck auf die Wiesenvögel führt (JUNKER et al. 2006, vgl. Maßnahme: Prädatorenmanagement).

- Bei Feuchtwiesen (Binnenland) auf Standorten mit organischen Böden (Torf) ist die Wirksamkeit von Wasserstandsanehebungen sowohl für Wiesenvögel als auch für Feuchtwiesen- Pflanzengesellschaften aus verschiedenen Gründen eingeschränkt. Insbesondere der winterliche Überstau hat sich nicht immer als vorteilhaft erwiesen. Der Überstau kann zu Einschränkungen der Nahrungsverfügbarkeit der Wiesenvögel und auch der weiteren Pflegemöglichkeiten führen. Problematisch sind möglicherweise vor allem stark wechselnde Feuchtigkeitsbedingungen innerhalb eines Jahres, die die Bildung angepasster Zoozönosen verhindern. Wiesenvogeldichten sind auf Torfböden relativ gering (HÖTKER et al. 2007 S. 88). Empfehlenswert ist für diese Standorte anstelle von Überstauungen jedoch auch das Einstellen ganzjährig hoher Wasserstände, um die Rückquellung der meist stark degenerierten Torfe zu fördern und die Grundvoraussetzung für die Etablierung feuchtigkeitsliebender Lebensgemeinschaften zu schaffen (ebd.).
- Das NLWKN (2009, Niedersachsen) gibt bzgl. der Grundwasserstände folgende artspezifischen Empfehlungen für den Brachvogel: Beibehaltung/Wiederherstellung geeigneter Grundwasserstände im Grünland; möglichst mit kurzzeitigen winterlichen Überflutungen (zwischen Dezember bis März) und sukzessiven Rückgang zum Frühjahr bis auf 40 cm unter Geländeoberkante.
- Erhalt/Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen zur Brutzeit (Blänken, Mulden, temporäre Flachgewässer, Gräben etc.: BOSCHERT 1999 S. 54, EGLINGTON et al. 2008, 2010: NLWKN 2009). Zur Vermeidung von Verlusten durch Ertrinken sind flache Ufer erforderlich (BOSCHERT 2008 S. 351, JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009), d. h. vorhandene steilwandige Gräben sind im Profil abzufachen. MÜLLER et al. (2009 S. 346, Kiebitz) empfehlen bei Mulden und Teichen einen Böschungswinkel von max. 1:10. An den Blänken sind bei starkem Aufkommen z. B. von Flatterbinse oder Röhrichten Pflegeschnitte durchzuführen (BORN et al. 1990 S. 39, TISCHEW et al. 2002). KIPP (1982b) empfiehlt die Anlage von 0,5 ha großen Blänken mit einer Tiefe von maximal 80 cm und einer buchtenreichen Ausformung. Bei maximaler Wasserführung sollte die offene Wasserfläche 0,1-0,5 ha betragen.
- Pflege des Grünlandes (Mahd / Beweidung): Grundsätzlich ist in der Regel ein Mosaikmanagement (Schaffung von einem Mosaik aus Wiesen-, Weide- und Mähweidenutzung bei gestaffelten Mähterminen / Beweidungsdichten), bei dem großflächige kurzrasige Bereiche mit (kleineren) höherwüchsigen Flächen abwechseln, sinnvoll, damit Nahrungsflächen und Versteckmöglichkeiten nahe beieinander liegen (NLWKN 2009; BORN et al. 1990 S. 40, MÜLLER et al. 2009 S. 346, LANUV 2011 S. 94 f.). Dies gilt insbesondere dann, wenn auf einer Fläche die Ansprüche mehrerer Arten erfüllt werden sollen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement). Das LANUV (2011) empfiehlt folgende artspezifische Pflegetermine für den Brachvogel: kein Walzen nach dem 15.3., Mahd erst ab 15.06.; möglichst keine bzw. geringe Beweidungsdichte bis 15.06 (bei Nachgelegen oder Spätbruten ist eine Verschiebung des Mahdtermins möglich).
 - Die konkrete Pflegeintensität ist an die lokalen Bedingungen – insbesondere die Wüchsigkeit des Standortes – und die artspezifischen Ansprüche an die Vegetation (s. o.) anzupassen. Einerseits soll die Pflege nicht so intensiv sein, dass Verluste durch Mahd oder Beweidung (Tritt) auftreten. Andererseits kann eine zu extensive Pflege zu einem erhöhten und ungünstigen Vegetationswachstum führen. Dies kann v. a. bei Flächen auftreten, die vorher als Intensivgrünland stark gedüngt wurden und somit eine hohe Wüchsigkeit aufweisen. In diesen Fällen ist zu prüfen, ob vor der eigentlichen Nutzung als Extensiv-Grünland eine Phase mit erhöhten Pflegeschnitten / Beweidung erforderlich ist, um die Nährstoffe / die Wüchsigkeit der Fläche zu reduzieren.

Wenn nachweislich in einer konkreten Fläche keine Wiesenbrüter vorhanden sind, kann auch eine frühere Mahd erfolgen. Ein solches Konzept verlangt allerdings einen höheren Betreuungsaufwand (JUNKER et al. 2006).

- Die Beweidungsintensität ist grds. so zu regulieren, dass ein Teil der Weidefläche nie vollständig abgefressen wird, so dass neben kurzrasigen Nahrungsflächen auch höherwüchsige Versteckmöglichkeiten vorhanden sind (MÜLLER et al. 2009 S. 345 für den Kiebitz). Eine hohe Beweidungsintensität kann zu starken Gelegeverlusten durch Tritt führen (DÜTTMANN et al. 2006, MÜLLER et al. 2009). Diese Verluste können durch eine Reduzierung der Weideviehdichte minimiert werden. Dabei verursachen z. B. Pferde höhere Verlusten als Milchkühe (JUNKER et al. 2006), ebenso verursachen Jungrinder bei gleicher Dichte höhere Verlusten als Milchkühe (BEINTEMA & MÜSKENS 1987 zit. ebd.). Die Verwendung von Großvieheinheiten (GVE) bei der Festsetzung von Weideviehdichten in Wiesenvogelgebieten wird deshalb den wissenschaftlichen Erkenntnissen nicht gerecht (JUNKER et al. 2006). Die Weideviehdichte muss den Gegebenheiten vor Ort angepasst sein. Nach SHRUBB

(2007, zit. bei MÜLLER et al. 2009 S. 343) verursacht eine Dichte von einem Weidetier / ha wenig Probleme. Er empfiehlt für den Kiebitz, weniger Jungtiere und dafür mehr Alttiere einzusetzen, jedoch keine Schafe, da Kiebitze diese im Unterschied zu Rindern nicht vom Nest fernhalten können (entsprechendes gilt vermutlich auch für den Brachvogel). Überstaute und sehr nasse Grünlandflächen werden vom Weidevieh besonders zu Beginn der Brutsaison bzw. der Beweidung gemieden. Damit erhöht sich der Weidedruck auf die verbliebenen weniger feuchten Bereiche, in denen sich häufig auch die Wiesenvogelgelege befinden (JUNKER et al. 2006).

- Maschinelle Flächenbearbeitungen können (insbesondere auf konventionell bewirtschaftetem Grünland) z. T. starke Verlusten hervorrufen. Eine große Gefahr geht vor allem vom Schleppen / Walzen aber auch von der Gülledüngung im zeitigen Frühjahr aus. Das Schleppen / Walzen kann im Extremfall zur Zerstörung aller Erstgelege führen. Deshalb sollte die landwirtschaftliche Frühjahrsbearbeitung der Flächen auf die Zeit vor der Legeperiode der Wiesenvögel bis zum 15.03. beschränkt sein. Flächenhafte Mahd soll erst nach Flüggeworden der Jungen stattfinden (Ausnahme: Mosaikmahd mit kurzrasigen Streifen / Parzellen).
- MÜLLER et al. (2009 S. 345, Schweiz, Kiebitz) schlagen bei sehr wüchsigen Standorten als Alternative zu länger dauernden Ausmagerungsphasen das Abschieben von nährstoffreichem Oberboden vor, wodurch gleichzeitig auch ein Mikrorelief mit flachen überstaute Senken geschaffen werden kann. Die Maßnahme wurde in der Schweiz bereits mehrfach erfolgreich für den Kiebitz umgesetzt (ebd. S. 336 f.). Teilweise wird auch oder zusätzlich ein Pflügen des Oberbodens zur Schaffung kurzrasiger Bereiche empfohlen.
- Ggf. Rodung von Gehölzen, insbesondere wenn diese eine Sichtbarriere darstellen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Das Maßnahmenpaket erfordert eine umfassende (Standorts-) Planung, Betreuung und Pflege bezüglich der Wasserstände, der Offenhaltung durch Mahd / Beweidung und des (gelegentlichen) Entfernens von Gehölzaufwuchs.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- V. a. bei Betroffenheit mehrerer Wiesenlimikolen-Arten sind großflächige Maßnahmenflächen > 100 ha sinnvoll, um durch ein Mosaikmanagement bezüglich Bodenfeuchte, Wasserstand, Vegetationshöhen und -dichten den graduell unterschiedlichen Ansprüchen zwischen den Arten und auch innerhalb einer Art zu genügen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement).
 - Kiebitzjunge bevorzugen kürzere Vegetation als Uferschnepfenjunge, da diese längere Beine haben (JUNKER et al. 2006, OOSTERVELD et al. 2011, PEGEL 2002), Kiebitze suchen für Nachgelege und Kükenaufzucht früh gemähte Flächen auf (JUNKER et al. 2006), Jungvögel von Uferschnepfe und Brachvogel können dagegen in den ersten Lebenswochen nicht stochern und sind somit auf blütenreiche (insektenreiche) Bestände angewiesen (BEHRENS et al. 2007); die Küken der Uferschnepfe präferieren insektenreiche Nahrungsflächen mit mittlerer Vegetationshöhe von 15-25 cm, die Altvögel eher regenwurmreiche und kurzrasige Bereiche (STRUWE-JUHL 1999), Brut- und Rückzugsflächen der Alt-Brachvögel haben eine höhere Vegetation als die der Jungen, Staatliche Vogelschutzbehörde Hessen, RLP, Saarland 1987), die Bekassine braucht „weicheren“ Boden zum Stochern (AUSDEN et al. 2001).
- Mögliche Konflikte zum botanischen Feuchtwiesenschutz.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen (-pakete) können – bei bereits vorhandener Grundeignung der Fläche – bereits im ersten Jahr erfolgreich sein (z. B. HANDKE 2004 zit. bei HABERREITER & DENNER 2006, hessischer Oberrhein: Kiebitz; MÜLLER et al. 2009 S. 341 Fraubrunnenmoos, Schweiz: Kiebitz). Auch HÖTKER et al. (2007 S. 5) weisen darauf hin, dass sich positive Auswirkungen von Maßnahmen auf die Wiesenvogelbestände v. a. in den Jahren nach der Umsetzung zeigten (danach teilweise nicht mehr aufgrund suboptimaler Folgeentwicklung).

- Aufgrund der meist hohen Reviertreue, um den Vögeln eine Raumerkundung / Eingewöhnung zu ermöglichen und um eine Etablierung der Vegetation zu erreichen, ist jedoch im Regelfall eine Vorlaufzeit von mind. 2 Jahren zu veranschlagen. Dies hängt auch davon ab, wie schnell sich ein erhöhter Grundwasserstand einstellen kann.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Großen Brachvogels sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur für die Art oft empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005 S. 466, NLWKN 2009). Konkrete Wirksamkeitsnachweise liegen jedoch nicht vor, jedoch für mehrere andere Wiesenvogellimikolen mit ähnlichen Habitatansprüchen (z. B. HANDKE 1995; HIELSCHER 1999, JUNKER et al. 2006, MÜLLER 1989; MÜLLER et al. 2009, S. 333; PEGEL 2002; TESCH 2006), wobei sich aber teilweise eine Überlagerung durch andere ungünstige Faktoren wie Prädation zeigte (vgl. Maßnahme: Prädatorenmanagement). Die Erfolgswahrscheinlichkeit und die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ist im Analogieschluss als hoch zu bezeichnen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	sehr hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt (Av 2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Als flankierende Maßnahme zur Habitatentwicklung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) und zum Schutz vor landwirtschaftlicher Bearbeitung oder Viehtritt werden Nester mit Gelegen zunächst lokalisiert, dann durch Markierungen bzw. Körbe geschützt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Vorkommen der Zielart mit lokalisiertem Gelege auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Gelege):

- Beispiel Programm „Förderung von Maßnahmen zur Entwicklung von Natur und Landschaft sowie zur Qualifizierung für Naturschutzmaßnahmen“ in Niedersachsen (MELTER et al. 2009):
 - Nestersuche: Auf Grünland und Acker werden die Nester von Wiesenvogellimikolen durch Gebietsbetreuer markiert und im Abstand von ca. 3 m mit Stöcken markiert.
 - Gelegeschutz: Umfahren und Aussparen der Nester bei den Bewirtschaftungsschritten. Auf Acker kleinräumiges Umsetzen von Gelegen. Diese Option ist nur bei Kiebitzen möglich, andere Arten nehmen die versetzten Nestern meist nicht wieder an. Bei hoher Gelegedichte kommen auch flächenhafte Maßnahmen (Aussetzen einzelner Bearbeitungsgänge, verzögerte Einsaat, verzögerte Mahd) in Betracht.

- Gelegeschutz: Verzicht auf Schleppen und Walzen nach dem 15. März („Frühjahrsruhe“).
- Kükenschutz: Vorsichtiges, langsames Mähen von innen nach außen und Begrenzung der Mähgeschwindigkeit auf max. 8 km / h bei einer Mähwerksbreite von max. 3 m.
- Bei Beweidung Beachtung der Tierarten: Gute Ergebnisse mit Gelegekörben konnten bei Schafen, Jungrindern, Milchkühen und Ochsen erzielt werden. Bei Bullen- oder Pferdebeweidung war diese Form der Gelegesicherung meist erfolglos. Die Körbe wurden selbst bei stabiler Fertigung zerstört. Im Falle der Pferdebeweidung besteht darüber hinaus für die Weidetiere ein nicht unerhebliches Verletzungsrisiko (JUNKER et al. 2006, Wesermarsch).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen.
- Wiederholung jährlich zur Brutzeit.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Hoher Bearbeitungs- und Betreuungsaufwand.
- Bei kleinräumiger Aussparung der Nestumgebung darf die umgebende Fläche aufgrund von mangelnder Deckung für die Jungvögel nicht negativ beeinflusst werden.
- Nach ROßKAMP (2005 S. 82) haben „langjährige Erfahrungen“ gezeigt, dass die Nestermarkierung keine Signalfunktion für Prädatoren hat. MÜLLER et al. (2009 S. 347) empfehlen dagegen, (Kiebitz-) Nester nicht direkt aufzusuchen, um keine Spur für Beutegreifer zum Nest zu legen. Bei den Untersuchungen von KRAGTEN et al. (2008) deutete sich an, dass vor landwirtschaftlichen Bearbeitungsgängen geschützte Nester häufiger von Prädatoren aufgesucht wurden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahme ist unmittelbar umsetzbar und sofort wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt.
- Der Erfolg vom individuellen Gelegeschutz vor landwirtschaftlichen Tätigkeiten zahlreich belegt (z. B. KIPP 1999, KIPP & KIPP 2003: Brachvogel, HÖNISCH & MELTER 2009: Kiebitz, Uferschnepfe, Brachvogel; HÖTKER et al. 2007 S. 5: Wiesenbrüter). Die „Erfolge“ können jedoch durch hohe Prädationsraten überlagert werden (BOSCHERT 2008, KRAGTEN et al. 2008, THIEN & THIENEL 2008).
- Von einer Wirksamkeit der Maßnahme ist daher auszugehen. Die Maßnahme soll aber nur temporär (nicht dauerhaft) und nur flankierend zur Habitatgestaltung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) erfolgen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) _____

erforderlich (populationsbezogen) _____

_____ bei allen Vorkommen

_____ bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

_____ bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Prädatorenmanagement (Av 6.1, Av 6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Einfluss von Prädatoren auf bodenbrütende Wiesenvögel wird zumindest lokal als wesentliche Rückgangsursache angesehen (umfassende Übersichten in LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005; weiter z. B. JUNKER et al. 2006, RUNGE et al. 2010 S. A120). Hohe Prädationsraten können anderweitige Habitataufwertungen überlagern (z. B. BAUSCHMANN 2011, BIO Consult 2010, GRIMM 2005, FLETCHER et al. 2010, PUCHTA et al. 2009). In der Regel sind nachtaktive Raubsäugetiere für die Prädation verantwortlich (v. a. Rotfuchs und Wildschwein; weiterhin: Waschbär, Marderhund, Mink), aber auch Nagetiere und Vögel können in unterschiedlichem Maße als Prädatoren auftreten (z. B. Greifvögel, Rabenvögel, Möwen, Graureiher) (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, HÖTKER et al. 2007 S. 73 f; SIEFKE et al. 2010, THYEN & EXO 2004.), Nagetiere auch indirekt auch Kleinnager über ihre Bestandszyklen (SCHRÖPFER & DÜTTMANN 2010).

Die Maßnahme umfasst ein aktives (Av 6.1) und passives (Av 6.2) Prädatorenmanagement, das die direkte Bejagung der Prädatoren, habitatsteuernde Maßnahmen oder einen (passiven) Ausschluss der Prädatoren durch Zäune vorsieht. Ein Prädatorenmanagement empfiehlt sich als ergänzende Maßnahme, wenn auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren bestehen und bekannt ist, welcher Prädatoren einen starken Einfluss auf welche Zielart hat.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Zur grds. Eignung (Offenheit u. a.) siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Es bestehen auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren. Es ist bekannt, welcher Prädatoren einen starken Einfluss auf welche Zielart hat.
- Es bestehen keine nahen „Quellhabitate“ von Prädatoren außerhalb der Maßnahmenflächen (z. B. keine stark kleinparzellierte Struktur mit hohen Randeffekten: MACDONALD & BOLTON 2008, PUCHTA et al. 2009), ideal sind Standorte, bei denen die Zuwanderung von Randflächen reduziert ist (z. B. Inseln, Halbinseln).
 - Bspw. konnte im Seebachtal (Schweiz) trotz Elektrozaun nur ein geringer Bruterfolg bei Kiebitzen festgestellt werden. Als Ursache wird eine hohe Prädationsrate vermutet (die Fläche lag nahe einem Waldbereich, MÜLLER et al. 2009 S. 341). KÖSTER et al. (2001 S. 128) vermuten die hohe Prädationsrate beim Kiebitz im NSG „Alte-Sorge-Schleife“ (Schleswig-Holstein) in hohen Randeffekten begründet: Das Feuchtgrünland des NSG wird von Intensivgrünland und feuchten Moorflächen umgeben. Bei sehr feuchten Bedingungen wurde das NSG möglicherweise von Erdmäusen vom Moor her besiedelt, in trockeneren Jahren von Feldmäusen aus dem Intensivgrünland. So stehen im NSG ständig Kleinnager als Nahrungsquelle für Prädatoren zur Verfügung, aber nur in einem so geringen Ausmaß, dass diese sich nicht ausschließlich von ihnen ernähren können. Auch EXO (2008) fand beim Rotschenkeln im Jadebusen eine lokale Variation der Prädationsrate, die er auf die unterschiedliche Erreichbarkeit für Prädatoren zurückgeführt (Nähe von Deichen mit angrenzenden Baum- und Buschreihen).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Aktives Prädatorenmanagement durch Bejagung / Tötung der Prädatoren durch erfahrene Berufsjäger, z. B. durch Verwendung von Kunstbauten oder Jungfuchsbejagung beim Rotfuchs. Die Verwendung von Giften ist zwar wirksam, aber aus rechtlichen Gründen problematisch (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 281).

- Passives Prädatorenmanagement (Bodenprädatoren) durch Körbe / Elektro-Zäune um das Nest oder auch der Nahrungshabitate, zur Verhinderung der Prädation auf die Jungen (RICKENBACH et al. 2011, SMITH et al. 2011). Nach BOSCHERT (2008) ist es für den Maßnahmenerfolg wichtig, dass die Zäune aus mehreren quer verlaufenden und Strom führenden sowie senkrechten und nicht Strom führenden Litzen bestehen und eine Maschenweite von max. 15 x 15 cm aufweisen, Zäune mit wenigen, horizontal verlaufenden und Strom führenden Litzen zeigen offensichtlich keinen Erfolg. Idealerweise wird ein möglichst großer Raum um das Nest eingezäunt, um den nestflüchtenden Jungtieren möglichst lange einen Schutz vor Prädatoren zu geben (BOSCHERT 2008 S. 351 empfiehlt für den Brachvogel mind. 2 ha).
- Passives Prädatorenmanagement durch habitatsteuernde Maßnahmen:
 - Reduzierung von Gehölzen und höherwüchsigen Krautbeständen, die von Greifvögeln, Rabenvögeln, Säugetieren o. a. als Sitzwarten / Rückzugsräume genutzt werden können (JUNKER et al. 2006).
 - Rückbau von Strukturen, die dem Rotfuchs als Behausung bzw. Tagesversteck dienen könnten (z. B. leerstehende Gebäude, JUNKER et al. 2006).
 - Großflächige Wiedervernässung mit dem Ziel, das Angebot an Kleinnagern als Nahrungsgrundlage für den Rotfuchs zu verringern. Die Wirksamkeit winterlicher Überstaumaßnahmen konnte in einigen Fällen gezeigt werden. Allerdings können die Überstauungen auch lediglich zu einer Verschiebung des Prädatorenspektrums (Fuchs zu Iltis und Mink) führen und sich negativ auf die Nahrungsverfügbarkeit v. a. der Bodentiere auswirken (HÖTKER et al. 2007 S. 75, vgl. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland). Weiterhin gibt es auch Beispiele, bei denen selbst in von Gräben umschlossenen, großen Grünlandgebieten mit hohem Wasserspiegel Rotfüchse hohe Gelege- und Kükenverluste bei Wiesenvögeln verursachten. Dies kann damit zusammenhängen, dass die Wiedervernässung nicht notwendigerweise zu einem Nahrungsengpass für den Rotfuchs führt, da nun andere Beutetierarten wie Bism oder Enten auftreten können. Weiterhin stehen Wühlmäuse – wenn diese durch die Überstauung dezimiert werden – nicht mehr als Nahrungsquelle für Raubsäuger zur Verfügung, wodurch sich der Prädationsdruck auf Bodenbrüter ggf. noch erhöht.
 - KEMPF (2005 zit. bei Junker et al. 2006) fand bei winterlichen Überstauungen von Grünland im Bremer Raum, dass der Erdmausbestand bei starken jährlichen Schwankungen abnahm und die geringe Kleinsäugerdichte für die Prädatoren bis zum Hochsommer kein attraktives Nahrungsangebot darstellte. Im August / September kamen die Erdmäuse dann aber wieder in mittleren bis hohen Dichten vor, so dass durch die Überschwemmungen im Untersuchungsgebiet die Prädatoren wahrscheinlich nicht dauerhaft verdrängt werden können.
- Passives Prädatorenmanagement durch Vergrämung / Repellentien, chemische Fortpflanzungshemmung: Diese Methoden befinden sich noch im Erprobungsstadium, es liegen (noch) keine gesicherten Erkenntnisse dazu vor. Die Maßnahmen sind noch nicht praxisreif (GRIMM 2005 S. 339, JUNKER et al. 2006, LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 283).
- Sofern noch nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Reduzierung von Freizeitnutzung; auch: starker Besatz mit Weidetieren): Die Wirkung der Prädation steht in Wechselwirkung mit den Eigenschaften des Lebensraumes. So konnte häufig beobachtet werden, dass Prädationsraten auf stark beweideten Parzellen höher waren als auf unbeweideten – vermutlich wegen mangelnder Deckung und vermehrten Störungen (HÖTKER et al. 2007 S. 73; SCHEKKERMANN et al. 2009 für die Uferschnepfe). Auch können Störungen durch Menschen zu einer erhöhten Prädationsrate führen, wenn durch die Störung der Zugang für die Prädatoren erleichtert wird (MÜLLER et al. 2009 S. 331).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Elektrozaun: Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen (z. B. Freimähen, Prüfung der Batterien).
- Habitatsteuernde Maßnahmen: Aufrechterhaltung der Offenheit.
- Der Abschuss muss jährlich wiederholt (und mit großer Intensität) durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Aktives Prädatorenmanagement kann zu Störungen von Ziel- und Nichtzielarten führen.
- Aktives Prädatorenmanagement und individueller Nestschutz (Auszäunungen) sind sehr personalaufwändig.
- Unterschiede bestehen auch in der Frage, ob ein Prädatorenmanagement insbesondere von Raubsäugern nur lokal z. B. in Schutzgebieten seltener Bodenbrüter (HERRMANN 2009) oder generell und flächig (PROFT 2010, SIEFKE et al. 2009) anzustreben sei.
- BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann.
- Eine umfassende fachliche Vorbereitung beim aktiven Prädatorenmanagement ist einerseits notwendig, um den fachlichen Erfolg sicherzustellen. Zum anderen erscheint eine umfassende Planung und Begründung aber weiterhin geboten, um auch „weichen“ Faktoren wie (tier-) ethischen Gesichtspunkten bei der Regulierung hochentwickelter Wirbeltiere begegnen zu können (z. B. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 280, LITTIN et al. 2004). V. a. im englischsprachigen Raum gibt es zur Behandlung dieser Thematik Ansätze (z. B. BROOM & BRADSHAW 2000, COWAN 2011, FOX et al. 2003, FRASER 2010, LITTIN 2010, MATHEWS 2010, PAQUET & DARIMONT 2010), weiterhin auch bei GORKE (2010), PIECHOCKI et al. (2004 S. 532) und PIECHOCKI (2010 S. 183 ff.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Positive Wirkungen vom Prädatorenmanagement auf Bodenbrüter sind mehrfach belegt (z. B. FLETCHER 2010, MÜLLER 1997), andererseits muss Prädation nicht immer ein entscheidender Faktor sein (HÖNISCH & MELTER 2009), eine Prädatorenkontrolle muss auch nicht immer zu einem Bestandsanstieg der Zielarten führen (BOLTON et al. 2007).
- SMITH et al. (2011) kommen nach einer Literaturobwohlwertung zu dem Ergebnis, dass Gelegeschutz durch Körbe oder Zäune in der Regel eine geeignete Maßnahme ist. Grundsätzlich wird der Einsatz von Elektrozäunen als positiv bewertet. Elektrozäune wirken jedoch nicht gegen flugfähige Prädatoren wie Rabenvögel, Greifvögel oder Möwen. Elektrozäune können im Einzelfall auch vom Fuchs o. a. überwunden werden (BOSCHERT 2008 S. 349, SCHIFFERLI et al. 2009 S. 323) und bieten ferner wahrscheinlich auch keinen Schutz gegen Kleinsäuger (abhängig von der Maschenweite), die ggf. auch als Prädatoren auftreten können. ISAKSSON et al. (2007) weisen darauf hin, dass durch Auszäunung geschützte Nester von Kiebitz und Rotschenkel zwar höheren Bruterfolg hatten, sie weisen jedoch auf erhöhte Prädationsraten brütender Altvögel beim Rotschenkel hin, die oft lange sitzen blieben, wenn ein Prädatör sich näherte. Die Autoren empfehlen Auszäunungen für Arten, die das Nest bereits verlassen, wenn der sich nähernde Prädatör noch weiter entfernt ist. Nach HGON (2009) erreichten durch die Elektrozäune und die Flutmulden 3 von 4 Brachvogelgelegenen Bruterfolg, während in den Vorjahren kein Junges flügge geworden war. Nach BOSCHERT (2008, 2010) konnten durch Elektrozäune beim Brachvogel hohe Schlupferfolge und – teilweise – auch hohe Bruterfolge erzielt werden, wobei jedoch auch andere Faktoren (v. a. Witterung) eine Rolle spielten. Unklarheiten bestehen noch zu dem Aspekt, inwieweit ein erhöhter Bruterfolg durch die Maßnahmen auch zu einem Populationsanstieg führt. Positive Effekte von Auszäunungen gegenüber Bodenprädatoren belegen auch RICKENBACH et al. (2011, Kiebitz), KUBE et al. (2005 S. 304) und LANGGEMACH & BELLEBAUM (2005 S. 279 Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel).
- Die Entfernung von Gehölzen zur Reduktion des Prädatoreinflusses durch Vögel (z. B. Rabenkrähe, Mäusebussard) / das Reduzieren von für den Rotfuchs potenziellen Versteck- oder Wurfbauflächen wird als geeignete (Teil-) Maßnahme eingestuft. Ob diese Maßnahme für sich allein ausreicht, ist im Einzelfall festzulegen und ggf. mit einem Monitoring zu begleiten.
- Zur Wirkung von Wasserstandshebungen zum Ausschluss von Bodenprädatoren liegen noch widersprüchliche Aussagen vor. Vermutlich ist ein wesentlicher Faktor die Größe der überstauten Fläche, so dass für randlich vorkommende Prädatoren ein „Puffer“ entsprechend deren Aktionsraumgröße eingeplant werden muss. Die Maßnahme wird als grundsätzlich geeignet eingestuft, soll jedoch mit einem Monitoring verbunden werden.

- Tötungen von Prädatoren führten in vielen Fällen zu höheren Reproduktionsleistungen bei den Wiesenvögeln, aber nicht immer zu positiven Bestandsveränderungen. Einen Bestandsanstieg der Zielarten durch Prädatorenkontrolle führen z. B. FLETCHER et al. (2010) und MÜLLER (1997) an, während z. B. bei PUCHTA et al. (2009) keine Reduktion der Prädationsrate trotz intensiver Bejagung erreicht werden konnte und BOLTON et al. (2007) keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Zielarten fand. Nach HARTMANN (2002, zit. bei LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005) konnten Treibjagden, Falleneinsatz, Aufgraben von Wurfbauten, Einsatz von Kunstbauten, chemische Duftkonzentrate u. a. teilweise nicht einmal auf kleinen Inseln wie der Greifswalder Oie (54 ha, 12 km vor der Küste) eine Freiheit von Bodenprädatoren gewährleisten. Möglicherweise war die Bejagung immer noch nicht intensiv genug. Aufgrund der starken regionalen Unterschiede im Umfang der Prädation von Wiesenvogelküken und -gelegen sowie den beteiligten Prädatoren ist die Entscheidung, ob ein Prädatorenmanagement sinnvoll ist oder nicht und wie dieses durchzuführen ist, eine Einzelfallentscheidung, die eine umfassende Planung voraussetzt. Nach LANUV (2011b, S. 111) kann eine Prädatorenbejagung in Einzelfällen zur Sicherung des Bruterfolges erforderlich sein, zunächst sollte aber ein Nachweis von Schäden erfolgen. Nach LANUV (ebd. S. 243) liegen die Hauptgefährdungsursachen von Bodenbrütern zumeist in Lebensraumverschlechterungen, daher sei ein eventuelles Prädatorenmanagement bestenfalls als lokale Zusatzmaßnahme und mit geringerer Priorität durchzuführen. Die Wirksamkeit einer Prädatorenbekämpfung ist vor allem an solchen Orten zu erwarten, an denen die freigewordenen Reviere nicht unmittelbar durch benachbarte Individuen aufgefüllt werden können, also etwa auf Inseln oder Halbinseln (HÖKTER et al. 2007 S. 74). Aktives Prädatorenmanagement ist (auch wegen teilweise widersprüchlicher Befunde) keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sie kann bei örtlicher Notwendigkeit jedoch andere vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen ergänzen. BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann. Die Maßnahme ist mit einem Monitoring zu verbinden.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 8.11.2011) besteht für Maßnahmen zum aktiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine geringe, für Maßnahmen zum passiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: **mittel** (passive Maßnahmen, Av 6.2) **bis gering** (aktive Maßnahmen Av 6.1); beide nur als flankierende Maßnahmen.

Fazit: Für den Großen Brachvogel liegen zahlreiche Untersuchungen zur Durchführung von Maßnahmen vor. Danach lassen sich grundsätzlich vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen durchführen, für die jedoch – in unterschiedlichem Ausmaß – ein hoher Flächenbedarf, ein hoher Zeit- und Personalbedarf und umfassende Vorplanung bzw. Monitoring erforderlich ist.

Quellen:

- Ausden, M.; Sutherland, W.J.; James, R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology* 38: 320-338.
- Bauschmann, G. (2011): Artenhilfskonzepte für Wiesenvogel. *Der Falke* 58 (8): 319-322
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Behrens, M.; Artmeyer, C. & V. Stelzig (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvogel im Feuchtgrünland. - Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (11): 346-352.

- BIO-Consult (Bearb. Kruckenberg, H.; Flore, B.-O.; Pfütze, S.; Melter, J. 2010): Avifaunistische Erfassung im Rahmen der Wirkungskontrolle des PROFIL-Kooperationsprogramms Naturschutz, Fördermaßnahme „Dauergrünland – handlungsorientiert“ in Teilbereichen der EUVogelschutzgebiete V65 Butjadingen, V06 Rheiderland und V14 Esterweger Dose im Jahr 2010. Untersuchung im Auftrag des NLWKN (Staatliche Vogelschutzbehörde).
- Bolton, M.; Tyler, G.; Smith, K.; Bamford, R. (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology* 44 (3), 534–544.
- Born, N.; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz 9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 48 S.
- Boschert, M. (1999): Bestandsentwicklung des Kiebitzes nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31(2): 51-57
- Boschert M. (2008): Gelegeschutz beim Großen Brachvogel. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (10): 346-354.
- Boschert M. (2010): Die Leiden des Großen Brachvogels – Gefährdung und Schutz eines Wiesenbrüters. Vortrag 2. Bayerische Ornithologischeschtag, Leipzig, 5.-7.2.2010. <http://www.og-bayern.de/>, Abruf 20.12.2010.
- Broom, D. M.; Bradshaw, R. H. (2000): The welfare of deer, foxes, mink and hares subjected to hunting by humans: a review. Cambridge University Animal Welfare Information Centre, Cambridge.
- Cowan, D. (2011): Rezension des Buches „Wildlife Damage Control: Principles for the Management of Damage by Vertebrate Pests“. *Animal Welfare* 20: 129-130.
- Düttmann, H., Tewes E. & M. Akkermann (2006): Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhafen, Wesermarsch). In: *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen*. Band 32, S. 175-181.
- Eglinton, S. M.; Gill, J. A.; Bolton, M.; Smart, M. A.; Sutherland, W. J.; Watkinson, A. R. (2008): Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. *Journal of Applied Ecology* 45 (1): 305-314.
- Exo, K.-M. (2008): Nationalpark Wattenmeer: Letzte Chance für Wiesenbrüter: *Der Falke* 55: 376-382.
- Fletcher, K.; Aebischer, N. J.; Baines, D.; Foster, R.; Hoodless, A. N. (2010): Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology* 47 (2): 263-272.
- Fox, N.; Rivers, S.; Blay, N.; Greenwood, A. G.; Wise, D. (2003): Welfare Aspects of Shooting Foxes. A study for the All Party Parliamentary Middle Way Group All Party Parliamentary Middle Way Group. c/o Lembit Öpik MP, House of Commons, London, 48 S.
- Fraser, D. (2010): Toward a synthesis of conservation and animal welfare science. *Animal Welfare* 19 (2): 121-124.
- Gorke, M. (2010): Eigenwert der Natur. Ethische Begründungen und Konsequenzen. Hirzel-Verlag, 251 S.
- Grimm, M. (2005): Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen des Großen Brachvogels *Numenius arquata* in den Belziger Landschaftswiesen (Brandenburg). *Vogelwelt* 126: 333-340.
- Handke, K. (1994/1995): Brutvogelbestandsentwicklung in einem Feuchtgrünlandgebiet der Wesermarsch. Eine Zwischenbilanz sechs Jahre nach der Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen (Teil I / II): *Der Falke* 41: 401-416; *Der Falke* 42: 22-28.
- Haberreiter, B.; Denner, M. (2006): Neuanlage von artenreichen Wiesen und Weiden auf ehemaligen Ackerflächen. Erfahrungsbericht mit Beispielen aus Niederösterreich. Gutachten im Auftrag von Naturschutz Niederösterreich. 219 S. + Anhang.
- Herrmann, C. (2009): Das „Möwenproblem“ im 20. Jahrhundert: Eine Darstellung der historischen Entwicklung in Deutschland sowie der Bestandslenkung an der Ostseeküste der DDR. *Vogelwelt* 130: 25-47.
- Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON, 2009): Brachvogelschutz erhält Umweltpreis. http://www.hgon.de/ak_fb.htm, Abruf 15.7.2009.
- Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. *Vogelwelt* 120, Supplement: 261-271.
- Hönisch, B.; Melter, J. (2009): Gezielte Artenschutzmaßnahmen für Wiesenvögel in der Agrarlandschaft (Neuenkirchen, Niedersachsen). Endbericht. Im Auftrag des Hegering Neuenkirchen, gefördert von der Deutsch Bundesstiftung Umwelt und der Naturschutzstiftung Landkreis Osnabrück.
- Hötter, H.; Jeromin, H.; Thomsen, K.-M. (2007): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen, Endbericht. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU AZ: 22718. Bergenhusen.

- Isaksson, D.; Wallander, J.; Larsson, M. (2007): Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest enclosures. *Biological Conservation* 136 (1): 136-142.
- Junker, S.; Düttmann, H.; Ehrnsberger, R. (2006): Nachhaltige Sicherung der Biodiversität in bewirtschafteten Grünlandgebieten Norddeutschlands am Beispiel der Wiesenvögel in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) – einem Gebiet mit gesamtstaatlicher Bedeutung für den Artenschutz. Endbericht, Hochschule Vechta, im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.
- Kipp, M. (1982a): Ergebnisse individueller Farbberingung beim Großen Brachvogel und ihre Bedeutung für den Biotopschutz. *Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Bad.-Württ.* 25: 87-96.
- Kipp, M. (1982b): Artenheilsprogramm Großer Brachvogel. Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 11, LÖLF NRW, Recklinghausen.
- Kipp, M. (1999): Zum Bruterfolg beim Großen Brachvogel (*Numenius arquata*). *LÖBF-Mitteilungen* 3 / 1999: 47-49.
- Kipp, C. & M. Kipp (2003): Auswirkungen von Gelegeschutz und Jungvogelsicherung auf den Reproduktionserfolg des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*). *Charadrius* 39: 175-181.
- Köster, H.; Nehls, G.; Thomsen, K.-M. (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) im Schleswig-Holstein. *Corax* 18, Sonderheft 2: 121-132.
- Kragten, S.; Nagel, J. C.; de Snoo, G. R. (2008): The effectiveness of volunteer nest protection on the nest success of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* on Dutch arable farms. *Ibis* 150 (4): 667-673.
- Kreuziger, J. (2008): Kulissenwirkung und Vögel. Methodische Rahmenbedingungen für die Auswirkungsanalyse in der FFH-VP. Vortrag auf der Vilmer Expertentagung „Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Summationswirkungen in der FFH-VP unter bes. Berücksichtigung der Artengruppe Vögel, 29.9.-1.10.2008
- Kube, J.; Brenning, U.; Kruch, W.; Nehls, H. W. (2005): Bestandsentwicklung von bodenbrütenden Küstenvögeln auf Inseln in der Wismar-Bucht (südwestliche Ostsee): Lektionen aus 50 Jahren Prädatorenmanagement. *Vogelwelt* 126: 299-320.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2011): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vögel. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/liste>, Abruf 13.10.2011.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011b) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.
- Langgemach, T.; Bellebaum, J. (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 259-298.
- Littin, K. E.; Mellor, J.; Warbuton, B.; Eason, C. T. (2004): Animal welfare and ethical issues relevant to the humane control of vertebrate pests. In: *New Zealand Veterinary Journal* 52 (1): 1-10
- Littin, K. E. (2010): Animal welfare and pest control: meeting both conservation and animal welfare goals. *Animal Welfare* 19: 171-176
- MacDonald, M. A.; Bolton, M. (2008): Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. *Journal of Ornithology* 149 (4)
- Mathews, F. (2010, Bearb.): Conservation and animal welfare: consensus statement and guiding principles. *Conservation and Animal Welfare Science Workshop. Animal Welfare* 19 (2): 191-192.
- Melter, J.; Abing, B.; Hönisch, B. (2009): Eiersuchen für den Vogelschutz: Gelegeschutzprojekt in Niedersachsen. *Der Falke* 56: 144-148.
- Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. *Telma*, Beiheft 2: 181-195.
- Müller, P. (1997): Risiken einer fehlenden Kontrolle von Fuchspopulationen für den Arten- und Naturschutz. - In: *Ökologischer Jagdverein Bayern e. V. (Hrsg.): Hilfe (für die) Beutegreifer?! (Ergebnisse eines Seminars vom 7. Dezember 1996 in Nürnberg)*. Verlag Meyer, S. 69-103
- Müller, W.; Glauser, C.; Sattler, T. & L. Schifferli (2009): Wirkung von Massnahmen für den Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz und Empfehlungen für die Artenförderung. In: *Ornithologischer Beobachter* 106 (3), 327-350.

- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Großer Brachvogel (*Numenius arquata*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 12.10.2011
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
- Oosterveld, E. B.; Nijland, F.; Musters, C. J. M.; de Snoo, G. R. (2011): Effectiveness of spatial mosaic management for grassland breeding shorebirds. In: Journal for Ornithology 152: 161-170.
- Paquet, P. C.; Darimont, C. T. (2010): Wildlife conservation and animal welfare: two sides of the same coin? In: Animal Welfare, Band 19, 2010, S. 177-190
- Pegel, H. (2002): Naturschutzmaßnahmen und deren Auswirkungen auf den Brutbestand in der Fehntjer Tief Niederung. In: Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Zusammenfassungen eines Symposiums am 4. / 5. 9.2002 an der Hochschule Vechta. Sonderband der Vechtaer fachdidaktischen Forschungen und Berichte 7: 89.
- Piechocki, R. (2010): Landschaft Heimat Wildnis. Schutz der Natur – aber welcher Natur und warum? Verlag C. H. Beck, München, 266 S.
- Piechocki, R.; Eisel, U.; Haber, W.; Ott, K. (2004): Vilmer Thesen zum Natur- und Umweltschutz. Natur und Landschaft 79 (12): 529-533.
- Proft, G. (2010): Zur Veränderung des Niederwildbestandes im Raum Jena. Artenschutzreport 26: 53-54.
- Puchta, A.; Ulmer, J.; Schönenberger, A.; Burtscher, B. (2009): Zur Situation des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Vorarlberger Alpenrheintal. Ornithologischer Beobachter 106 (3): 275-296.
- Rickenbach, O., M. Gruebler, M. Schaub, A. Koller, B. Naef-Daenzer & L. Schifferli (2011): Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. Ibis 153 (3): 531-542.
- Roßkamp, T. (2005): Direkter Gelegeschutz – eine einzelbetriebliche Schutzmaßnahme für den Erhalt von Wiesenvogelpopulationen - Tagungsband Einzelbetriebliche Naturschutzberatung Witzenhausen. S: 80-85.
- Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten.
- Schekkerman, H.; Teunissen, W.; Oosterveld, E. (2009): Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. Journal of Ornithology 150 (1): 133-145.
- Schifferli, L.; Rickenbach, O.; Koller, A. & M. Gruebler (2009): Massnahmen zur Förderung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Wauwilermoos (Kanton Luzern): Schutz der Nester vor Landwirtschaft und Prädation. In: Ornithologischer Beobachter 106 (3), 311-326.
- Schröpfer, R.; Düttmann, H. (2010): Artenschutz mit Jagd und Mäusen – das Osnabrücker Prädationsmodell. Artenschutzreport 26: 1-7.
- Siefke, A.; Klafs, G.; Görner, M. (2010): Das „Möwenproblem“ im 20. Jahrhundert: Sechs Fragen als Replik zu Herrmann 2009 (Vogelwelt 130: 25-47). Vogelwelt 131: 219-223.
- Smith, R. K.; Pullin, A. S.; Stewart, G. B.; Sutherland, W. S. (2011): Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? Biological Conservation 144 (1): 1-10.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.
- Staatliche Vogelschutzbehörde für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland/ (Hrsg. 1987): Biotop-Management des Großen Brachvogels - *Numenius arquata* - in Hessen. Merkblatt.
- Struwe-Juhl, B. (1999): Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (*Limosa limosa*) am Hohner See, Schleswig-Holstein. NNA-Berichte 12 (3): 30-41.
- Tesch, A. (2006): Ökologische Wirkungskontrollen und ihr Beitrag zur Effektivierung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Ergebnisse eines projektbegleitenden Monitoringprogramms zur Erweiterung des Containerterminals in Bremerhaven (CT III). In Meyer, F. (Hrsg.): Qualitätssicherung in der Eingriffsregelung – Nachkontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Dokumentation zum Workshop an der Internationalen Naturschutzakademie Vilm vom 23. - 26. Juni 2003. BfN – Skripten 182, 177 S.

Tischew, S.; Rexmann, B.; Schmidt, M.; Teubert, H.; Graupner, S.; Heymann, T. (2002): Langfristige Wirksamkeiten von Kompensationsmaßnahmen bei Straßenbauprojekten (FE-Nr.: 02.192/1999/LGB). Endbericht, Textteil. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). Hrsg. Professor Hellriegel Institut e.V. Bernburg, Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg: 511pp.

Thien, B.; Thienel, F. (2008): Dynamik im Wiesenvogelschutz in den Niederungen der Hümmlingbäche Marka, Mittel- und Südradde. Feuchtwiesen-Info 9: 4-7.

Thyen, S.; Exo, K.-M. (2004): Die Bedeutung von Salzrasen des niedersächsischen Wattenmeeres für die Reproduktion von Rotschenkeln *Tringa totanus*. In: MICHAEL-OTTO-INSTITUT IM NABU (2004): Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bergenhusen.(Tagung in Rendsburg 25.-26.2.2002) S. 20-26

Tüllinghoff, R. & H.H. Bergmann (1993): Zur Habitatnutzung des Großbrachvogels (*Numenius arquata*) im westlichen Niedersachsen: Bevorzugte und gemiedene Elemente der Kulturlandschaft. In: Die Vogelwarte 37(1), 1-11.

van der Zande, A. N.; ter Keurs, W. J.; van der Weijden, J. (1980): The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. *Biological conservation* 18: 299-321.

1.17 Grünspecht (*Picus viridis*)

Grünspecht *Picus viridis* ID 115

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Grünspechte brüten in Baumhöhlen. Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung der Baumhöhle statt. Als Fortpflanzungsstätte werden die Bruthöhle / das Revierzentrum und geeignete, störungsarme Gehölzstrukturen in der unmittelbaren Umgebung bis 60 m (planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz nach GASSNER et al. 2010: 194) abgegrenzt. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Grünspecht aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Der Grünspecht übernachtet in selbstgebauten oder fremden Baumhöhlen. Günstige Schlafhöhlen können jahrelang von Grünspechten benutzt werden. Einzelne Vögel halten über längere Zeit an einer Höhle fest, andere bleiben einzelne Nächte weg oder wechseln die Höhle öfter (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994: 957 f.). Als Ruhestätte gelten für den Grünspecht geeignete Baumhöhlen innerhalb des Reviers.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Grünspecht bevorzugt eine gegliederte, halboffene Mosaiklandschaft. Insbesondere in den Niederungen besiedelt er v. a. Feldgehölze in reich strukturiertem Kulturland sowie Streuobstwiesen. Auwälder, aufgelockerte Randbereiche altholzreicher Mischwälder, die einen hohen Laubholzanteil, Lichtungen und benachbartes Grünland aufweisen, Park- oder Gartenanlagen sind ebenfalls bewohnt (RAMACHERS 2016: 797).
- Für die Nahrungssuche auf dem Boden bevorzugt der stark auf Ameisen angewiesene Grünspecht gemähte und kurzrasige Grünlandflächen (RAMACHERS 2016: 798).

Räumliche Aspekte / Vernetzung:

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Grünspechte brüten natürlicherweise in Baumhöhlen. Für Höhlenneuanlagen werden Fäulnisherde genutzt (angehackte Höhlenanfänge faulen später aus und werden dann zu Bruthöhlen erweitert, BAUER et al. 2005: 778). In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Grünspecht potenzielle Höhlenbäume gesichert, um insbesondere Landschaften mit Mangel an Nistmöglichkeiten ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Laubbaumbestände ab mittlerem Baumholz (Baumgruppen, Feldgehölze, Wälder)

2. Entwicklung und Pflege von Streuobstbeständen (O5.1), Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zur Schaffung von Nahrungshabitaten wird die Nutzung von Grünland (bevorzugt mit Streuobst) für den Grünspecht optimiert. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Grünspechts ist eine flächendeckende Optimierung / Neuanlage von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Aktuell verbrachte, verfilzte o.a. aufwertungsfähige, (obst-) baumbestandene Grünlandfläche; alternativ verbrachtes oder intensiv genutztes Grünland nahe grünspechtgeeigneter Gehölzbestände.
- Keine sehr wüchsigen oder stark schattigen Standorte (Besonnung ggf. durch Gehölzentfernung herstellen).
- Keine stark verdichteten Böden (ungünstig für Ameisen)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Orientierungswert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.
- Optimierung von Gehölzbeständen (im Regelfall Streuobst):
 - Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen. Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen.
 - Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
 - Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010: 8).
 - Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
 - Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010: 12) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.
- Grünlandpflege (Ziel: Schaffung lückiger, ameisenreicher Bestände):
 - Die Grünfläche ist durch extensive Mahd zu pflegen. Nach MUSCHKETAT & RAQUÉZ (1993: 80) und POHL (1993: 183) ist eine ein- bis zweischürige Mahd für Wiesenameisen günstig, idealerweise mit Mahd per Hand oder Mähbalken. Möglich ist auch eine (Schaf-) Beweidung, wobei Hutehaltung gegenüber Koppelhaltung wegen Auswirkungen auf die Ameisen (Trittschäden, Bodenverdichtung) zu bevorzugen ist (ebd.).

- Mahd oder Beweidung sollen zu einer strukturierten, möglichst lückigen Grasnarbe mit Wechsel von kurz- und langwüchsigen Bereichen führen, bei Mahd z. B. durch Staffelung der Mahdtermine und / oder durch Anlage von jährlich nur abschnittsweise gemähten, > 6 m breiten „Altgrassäumen“, die sowohl innerhalb als auch randlich der Maßnahmenfläche angelegt werden können. Je nach Wüchsigkeit können auch frühe Mahdtermine ab Mai erforderlich sein, da kurzrasige Flächen, die die Nahrungssuche am Boden ermöglichen, für den Grünspecht relevant sind (ALDER & MARSDEN 2010: 100; RAMACHERS 2016: 798).
- Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit standortgemäßem, nicht zu Dichtwuchs neigendem Saatgut zu erhöhen (Verbesserung des Insekten- und somit des Nahrungsangebotes für den Grünspecht; Förderung lückiger Strukturen).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume oder andere störungsintensive Arbeiten außerhalb der Brutzeit des Grünspechts (Mitte Februar bis Ende Juni).
- Baumpflege / Obstbaumpflege / Kopfbäume: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
- Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben. Bei einer Nutzung des Offenlandes als Weide sind die (Obst-) Bäume vor Verbiss / Scheuern (insbesondere bei Pferden und Schafen) zu schützen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei frühem Mahdtermin Konflikte mit bodenbrütenden Vögeln beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes:

- Grünlandpflege: Kurzfristige Wirksamkeit im Regelfall innerhalb von 2 (-5) Jahren (ggf. vorgenommene Gehölzneupflanzungen haben keine besondere Funktion für die Nahrungssuche vom Grünspecht; ihre Entwicklung zu größeren Bäumen mit Höhlen ist daher für vorliegende Maßnahme von untergeordneter Bedeutung).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Maßnahme zur Entwicklung von Streuobstbeständen / Extensivierung von Grünland wird in der Literatur zahlreich aufgeführt (z.B. ALDER & MARSDEN 2010: 104, BAUER et al. 2005: 778, POHL 1993: 183, HÖLZINGER & MAHLER 2001: 411, MUSCHKETAT & RAQUÉZ 1993: 80, NLWKN 2010: 4, RAMACHERS 2016: 803). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird daher und entsprechend der Artökologie als hoch angesehen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Grünspecht bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Alder, D.; Marsden, S. (2010): Characteristics of feeding-site selection by breeding Green Woodpeckers *Picus viridis* in a UK agricultural landscape. *Bird Study* 57 (1): 100-107.

ARGE Streuobst (2010.): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albtrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales“ Kurzfassung.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes. Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Wiesbaden: 943-964.

Hölzinger, J.; Mahler, U. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Nicht Singvögel Band. 2.3. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 398-412.

LANU, Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig Holstein (2008): Handlungsgrundsätze für den Arten- und Lebensraumschutz in natura 2000 - Waldgebieten der Schleswig-Holsteinischen AöR (SHLF): 1-18.

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): <http://www.naturschutzfachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/schutzziele/103158>, Abruf 08.09.2015.

Muschketat, L. F.; Raqué, K.-F. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 71-81.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Brutvogelarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Grünspecht (*Picus viridis*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 08.09.2015.

Pohl, H.-J. (1993): Planung und Pflege von Grünspecht- (*Picus viridis*-) Bereichen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 177-191.

Ramachers, P. (2016): Grünspecht *Picus viridis* Linnaeus, 1758. In: Dietzen, C; Folz, H.-G.; Grunwald, T.; Keller, P.; Kunz, A.; Niehuis, M.; Schäf, M.; Schmolz, M.; Wagner, M. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 3 Greifvögel bis Spechtvögel (Accipitriformes – Piciformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 48: 797-803.

1.18 Gruppe Rastvögel: Blässgans, Weißwangengans

Gruppe Rastvögel 1.18: Blässgans *Anser albifrons* ID 5, Weißwangengans (Nonnengans) *Branta leucopsis* ID 73

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Ruhestätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Ruhestätte: Die Arten sind in NRW Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und / oder Herbstzeit in der Regel in Trupps an strukturell geeigneten Plätzen rasten und / oder überwintern. Dabei handelt es sich um offene und möglichst störungsarme Flussauen mit Grünland- und/oder Ackerflächen. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rast- und Schlafplätze (v. a. in den VSG Unterer Niederrhein und Weseraue sowie an der Rur im Kreis Heinsberg). Diese traditionellen Rast- und Schlafplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen innerhalb der Ruhestätte aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den essenziellen regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius im Umfeld der Schlafplätze, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann. Die Nahrungsflächen können sich von Jahr zu Jahr und auch innerhalb eines Winters verlagern. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass Erntereste auf Äckern nur eine begrenzte Zeit zur Verfügung stehen (bis sie aufgefressen wurden) und dass auf Grünland das Gras nach einem meist 2- bis 4-tägigen Beweidungsdurchgang erst wieder 3 bis 4 Wochen lang nachwachsen muss. In sehr großen Rast- und Überwinterungsgebieten (VSG Unterer Niederrhein) ist jeweils ein zusammenhängender Funktionsraum als eine Ruhestätte abzugrenzen. Bei der Abgrenzung dieser Funktionsräume sind möglichst vorhandene Erkenntnisse der Experten vor Ort zu den Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Nahrungsflächen und den Schlaf-/Trinkplätzen zu berücksichtigen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- ~~Blässgans: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet~~
- ~~Weißwangengans: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen~~

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Blässgans: Großräumige Flusstalauen, (Feucht-) Grünlandbereiche mit geeigneten Nahrungsflächen (Grünland mit geringer Vegetationshöhe, Äcker) sowie ein Angebot an Trink- und Schlafgewässern (LANUV). [In RP Nachweise u.a. im Oberrheintiefeland und an der Mosel \(http://arten.deinfo.eu/elearning/voegel/speciesportrait/2855\)](http://arten.deinfo.eu/elearning/voegel/speciesportrait/2855). Grünland wird von der Blässgans offenbar stärker bevorzugt als von der Saatgans (BAUER et al. 2005 S. 68, BALLASUS 2005, KRUCKENBERG 2003c, WILLE 2000, FEIGE et al. 2011, S. 172).
- Weißwangengans: Gewässer (Trink- und Schlafplätze) sowie Grünland mit geringer Vegetationshöhe (Nahrungsflächen). [In RP Rastbestände am Rhein und den Nebenflüssen \(http://arten.deinfo.eu/elearning/voegel/speciesportrait/2871\)](http://arten.deinfo.eu/elearning/voegel/speciesportrait/2871).
- Die Arten besitzen ein Nahrungsspektrum, das Erntereste, Winterkulturen sowie Grünland umfasst, allerdings mit graduell unterschiedlichen Präferenzen, die ggf. auch vom Angebot und den klimatischen Verhältnissen (atlantisch – kontinental) abhängen. Weißwangen- und Blässgans bevorzugen Grünland stärker als die Saatgans. Zumindest an Standorten im Binnenland ergibt sich oft (nicht immer und mit Varianten) folgendes Muster: Im Herbst / Frühwinter werden Äcker mit Ernterückständen bevorzugt (solange der Vorrat reicht bzw. bis zum Umbruch), dann junges Wintergetreide / junger Raps. Im Frühjahr wird dann bevorzugt Grünland aufgesucht (wenn das Gras wieder zu wachsen anfängt).

- WILLE (2000, Unterer Niederrhein, S. 101): Blässgänse nutzten zu ca. 90 % Grünland als Äsungsflächen. Im Oktober und November wurden auch abgeerntete Zuckerrübenfelder und abgeerntete Maisäcker aufgesucht. Die Saatgänse haben ihre Präferenzen seit Ende der 1970er Jahre stark verändert. Sie begannen Mitte der 1980er Jahre, abgeerntete Zuckerrübenfelder zu nutzen. Dies erfolgte etwa zeitgleich mit der Einführung einer veränderten Erntetechnik, wobei das Blattgrün und die Wurzelspitzen der gehäckselten Rüben auf den Flächen verbleibt.
- FEIGE et al. (2011, Unterer Niederrhein, S. 172): Blässgänse nutzten in den Wintern 2004/05 bis 2008/09 zu 82 % Grünland und 11 % Wintergetreide. Die Weißwangengans ist fast ausschließlich auf Grünland anzutreffen, da die größten Rastbestände auf dem Frühjahrszug auftreten.
- DEGEN et al. (2009, Elbtalau): Die Nutzung des Grünlandes nahm in der Reihenfolge Saatgans, Blässgans, Graugans und Weißwangengans zu, die der Ackerflächen entsprechend ab. Mit Eintritt des Frühjahrs wurde Grünland zunehmend bevorzugt. Es war für alle Gänsearten im Februar und März der am häufigsten aufgesuchte Habitattyp. Auch Wintergetreide wurde, v. a. von Saat- und Graugänsen, zum Frühjahr hin deutlich häufiger aufgesucht als im Herbst. Stoppelfelder hatten besonders für die Saatgans, aber auch für die Blässgans im Herbst eine sehr große Bedeutung, die im Verlauf der Rastsaison deutlich abnahm; Saatgänse nutzten diese Flächen aber bis in den Winter hinein. Saatgänse waren insgesamt deutlich stärker auf Ackerflächen spezialisiert als die anderen Gänsearten. Sie nutzten (neben Ablenkflächen, Getreidestoppelfeldern und Raps) auch Maisstoppelfelder sowie zumindest in einzelnen Jahren auch Kartoffel- und Rübenäcker überproportional häufig. Ein Vergleich der Nutzung der angebauten Feldfrüchte zeigt, dass die Nutzungsintensität durch die Schwäne und Gänse auf Rapsflächen durchgehend (und z. T. wesentlich höher) war als auf Wintergetreide- und Grünlandflächen. Hohe Nutzungsintensitäten wurden außerdem auf Getreidestoppelfeldern sowie auf Kartoffeläckern durch die Saatgans erreicht.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Möglichst räumliche Nähe zwischen Schlafplätzen und Nahrungshabitaten (umso näher, desto günstiger), bevorzugt werden jedoch schlafplatznahe Nahrungshabitate. Die Entfernung von Nahrungs- und Schlafplätzen soll in der Regel 5 km nicht überschreiten. Im Idealfall liegen die Schlafgewässer inmitten der Nahrungshabitate.
- Die Nutzung der Nahrungshabitate innerhalb der Rastgebiete kann bei Ackerflächen wegen der dynamisch wechselnden Fruchtfolge großen jährlichen Veränderungen unterworfen sein. Orts- bzw. Flächentraditionen dürften daher für die lokale Ebene ohne große Bedeutung sein. Gänse sind generell Nahrungsopportunisten und nehmen innerhalb ihres Rastplatzraumes die Flächen an, die gerade eine attraktive Nahrungsquelle darstellen (KREUZIGER 2002, KRUCKENBERG et al. 2003, WILLE 2000). Die Gänse wechseln dabei auch innerhalb eines Winters zwischen mehreren Nahrungsflächen, die entsprechend ihrem Nahrungsangebot (Ernterückstände, Vegetationshöhe, nachwachsende Kräuter / Gras) turnusmäßig aufgesucht werden.
- Fluchtdistanzen: Aufgrund der Jagdruhe auf arktische Gänse haben die Fluchtdistanzen in NRW in den letzten Jahren deutlich abgenommen. Dies gilt vor allem für die Blässgans. An Stellen mit regelmäßigem Besucherverkehr ist die Fluchtdistanz auf unter 50 m abgesunken, an Stellen mit unregelmäßigem Besucherverkehr liegt sie bei unter 150 m (Reaktionsdistanz, WILLE 2000).
- Lage der Maßnahmenflächen in weithin offener Landschaft aufgrund der Meidung der Gänse gegenüber Sichtbarrieren wie hohen geschlossenen Vertikalstrukturen (Waldränder). Keine Nähe zu Windenergieparks im Umfeld von bis zu 1200 m oder in der Einflugschneise (LAG-VSW 2007). Eine kleinflächig gegliederte Landschaft kann dagegen durchaus von Saat- und Blässgänsen genutzt werden: Nach MOOJI (1993) bevorzugten die am Unteren Niederrhein überwinternden Saat- und Blässgänse für die Nahrungsaufnahme Grünlandflächen in relativ ungestörten Bereichen, die periodisch überflutet wurden und ± kleinflächig durch Hecken, Gehölze und Relief strukturiert sind (ähnlich MEßER et al. 2011 S. 25 für die Rheinaue Walsum).

Sonstige Hinweise:

- Komplette Maßnahmenpakete im Rahmen eines Gänsemanagements sind ausführlich z. B. bei BRÜHNE et al. (1999, Unterer Niederrhein), HAASE et al. (1999, Brandenburg), KREUZIGER (2002, Rheinland-Pfalz) und Spilling (1999, Untere Mittelelbe) beschrieben.

Maßnahmen

1. Optimierung von Gewässern (Ruhestätten) (G3.1, G3.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bläss- und Weißwangengans nächtigen und ruhen gerne in ruhigen Flachwasserzonen in Ufernähe. An größeren Stillgewässern (z. B. Abgrabungen) werden bei Betroffenheit von Ruhestätten Modellierungsmaßnahmen zur Schaffung von störungsarmen Flachwasserzonen durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Vorhandene, windgeschützte Stillgewässer mit Aufwertungspotenzial bezüglich der Gewässertiefe / der Uferstrukturen, ggf. Anlage neuer Blänken und Flutmulden.
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird ein Faustwert von mind. 2 ha für die Gewässergröße empfohlen.
- Schaffung / Modellierung von störungsberuhigten Gewässern mit Flachwasserzonen.
- Die Maßnahme wird idealerweise in Kombination mit Aufwertungen in schlafplatznahen Nahrungshabitaten durchgeführt (Maßnahme: Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland).
- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Reduktion von Störungen besteht die maximale Fluchtdistanz gegenüber sich bewegenden und frei sichtbaren Menschen (insbesondere mit Hunden), die Fluchtdistanz gegenüber PKW ist geringer. Auch die Trupfgröße kann eine Rolle spielen: So fand SPILLING (1999), dass die Fluchtdistanzen kleiner Trupps von Bläss- und Saatgans an der Unteren Mittelbe gegenüber einem sich im PKW nähernden Beobachter mit 60-120 m geringer war als bei größeren, doch nahmen sie bereits ab etwa 150 Vögeln bei einem Wert von ca. 200 m nicht weiter zu. Am Unteren Niederrhein lag sie generell bei unter 150 m (WILLE 2000, s. o.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die benötigten Strukturen (Herstellung von Flachwasserbereichen, Auflichtung oder Entfernung von dichtem Ufergehölzbewuchs) sind grundsätzlich unmittelbar nach Maßnahmenumsetzung wirksam. Um den Gänsen eine Eingewöhnung und räumliche Erkundung zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit einer Vorlaufzeit von 2-3 Jahren hergestellt werden (RUNGE et al. 2010 S. A 116 gehen von 1-3 Jahren Vorlaufzeit für die Blässgans aus).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die Habitatsprüche zumindest der Blässgans sind gut bekannt. Die Maßnahme erscheint daher und auch wegen der häufigen Nutzung von größeren Abtragungsgewässern als grundsätzlich plausibel.
- Aufgrund der besonderen Bedeutung von traditionellen Ruhestätten und dem Fehlen konkreter Wirksamkeitsnachweise von speziell geplant angelegten Maßnahmengewässern ist bei diesem Maßnahmentyp eine Einzelfallprüfung unter Beteiligung von lokalen Experten durchzuführen und die Maßnahme mit einem Monitoring zu begleiten. Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „mittel“ bewertet (Expertenworkshop 8.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland (O1.1, G1.2, G2.1, G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bläss- und Weißwangengans nutzen neben Ackerflächen insbesondere Grünlandflächen zur Nahrungsaufnahme. In störungsarmen Bereichen wird kurzrasiges, nährstoffreiches Grünland für die Gänsearten als günstige Nahrungshabitate zur Verfügung gestellt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahme: Optimierung von Gewässern (Ruhestätten).
- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).
- Mittlere bis eutrophe Böden mit durchschnittlicher bis hoher Bodenfeuchte. Ungeeignet sind trockene und magere Standorte (zu geringer Nährstoffgehalt der Gräser).
- Ausgangsbestand: Acker oder versiegelte Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen, insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen.
- Genutztes (gedüngtes und eutrophes) Grünland mit nährstoffreichen Gräsern ist für Gänse besonders attraktiv, da hier mehr nährstoffreiche Biomasse zur Verfügung steht, die von ihnen als Weidegänger genutzt werden kann (KREUZIGER 2002).
- Sofern noch nicht vorhanden, kann sich die Schaffung eines Mikroreliefs, bei dem auch nasse Stellen und winterlich überstaute Flachwasserbereiche vorkommen, günstig auf die Annahme der Flächen durch Gänse auswirken (KUJIKEN & VERSCHEURE 2008, HEINICKE 2008, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 161, SPILLING 1998, TESCH et al. 2010). Kleine Flachwasserbereiche (Senken, Teiche) werden zum Trinken genutzt. Es können idealerweise auch größere Flachwasserbereiche (> 1 ha) angelegt werden, die zugleich eine Funktion als Schlafplatz entfalten können (bei Betroffenheit von mehreren 1000 Gänsen sind noch deutlich größere Flächen erforderlich). Nach Landgesellschaft Sachsen-Anhalt (2002 S. 164, Aland-Niederung) trägt eine Vernässung von Grünlandstandorten besonders im Frühjahr zur Ablenkung der Gänse von ansonsten fraßbedrohten Ackerstandorten bei.
- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen / Verringerung von Zerschneidung.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Regelmäßige Pflege des Grünlandes, Offenhaltung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Bevorzugung von Grünland mit nährstoffreichen Gräsern kann grundsätzlich soweit führen, dass benachbarte Flächen mit Extensivgrünland nur noch nachrangig aufgesucht werden (WILLE 2000). Wenn Nahrungshabitate limitierender Faktor sind (und somit ein Maßnahmenanfordernis besteht), kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass Gänse auch extensiv bewirtschaftetes Grünland mit weniger nährstoffreichen Gräsern und ggf. höherer Grasnarbe annehmen, wenngleich ansonsten Intensivgrünland bevorzugt wird (BRÜHNE et al. 1999, Unterer Niederrhein). Für Extensiv-Grünland ist dann aber eine größere Fläche erforderlich. Nach WILLE (2000) ist noch unklar, wie groß extensiv bewirtschaftete Gänserastgebiete sein müssen, um die oft unerwünschte Abwanderungen auf Intensivflächen zu vermeiden. Die Frage, wie intensiv (bezüglich Düngung und Kurzrasigkeit) eine Grünlandfläche für die Gänse bewirtschaftet werden darf, ist im Einzelfall je nach lokalen Bedingungen festzulegen. Grundsätzlich sollte in den Rastgebieten eine möglichst standorttypische und landschaftsgerechte Bewirtschaftung des Grünlandes gesichert werden (WILLE 2000).
- Keine Düngung zur Aufwertung des Nährstoffgehaltes der Gräser auf naturschutzfachlich anderweitig bedeutungsvollen Magerstandorten oder in deren direkter Nachbarschaft.
- Konflikte zwischen für Gänse optimiertem Grünland und Grünland für andere Wiesenvögel.
- BALLASUS (2005) vermutet eine Konkurrenz von Bläss- und Saatgänsen im Grünland: So zeigt sich unter koexistierenden Enten- und Gänsevögeln, dass langschnäbligere Arten Flächen mit höherem Gras und größerer Biomasse bevorzugen bzw. kurzschnäblige Arten kürzeres Gras beweidet. Nutzen Letztere das großräumige Angebot attraktiver Nahrungsflächen dabei periodisch mit kurzen Wiederbesuchintervallen wie die Blässgans am Niederrhein, genügt die zwischenzeitliche Aufwuchshöhe des Grases der Saatgans wahrscheinlich nicht für effiziente Besuche.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen zur Herstellung des Mikroreliefs sind unmittelbar nach Abschluss der Maßnahme bzw. in der nächsten Rastsaison wirksam. Für die Herstellung eines attraktiven Grünlandes wird eine Zeitdauer von bis zu 3 Jahren veranschlagt. RUNGE et al. (2010, S. A 116) gehen für die Blässgans von einer Wirksamkeit von 1 bis 3 Jahren aus.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 f.) wird eine Annahme der Flächen durch die Gänse erwartet. Auch RUNGE et al. (2010, S. A 116) stufen die Maßnahme (Schaffung von intensiv genutztem und gedüngtem Grünland in störungsarmen Bereichen für die Blässgans) als „sehr hoch“ ein. TESCH et al. (2010, Unterweser) schildern die großflächige (> 200 ha) Umsetzung eines Projektes zur Umwandlung von Grünland in ein Tidebiotop mit neu angelegtem Prielsystem. Die Maßnahmenflächen wurden von der Weißwangengans angenommen und erreichten hier internationale Bedeutung (zudem mindestens landesweite Bedeutung für Pfeifente, Schnatterente und Löffelente). Ihre Attraktivität erklärt sich nach den Autoren durch das Nebeneinander von Flachwasserzonen und niedrigwüchsigem Grünland sowie der Abwesenheit jeglicher Störungen (Jagdverbot).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland Acker (O2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bläss- und Weißwangengans nutzen v. a. im Herbst neben Grünlandflächen auch noch nicht umgepflügte Stoppeläcker, um sich hier von Ernteresten zu ernähren. In der Maßnahme werden entsprechende Flächen durch a) verzögerten Umbruch bzw. liegen lassen der Ernterückstände, b) Ansaat von Wintergetreide / Ackergras oder c) durch direkte Zufütterung bereitgestellt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahme: Optimierung von Gewässern (Ruhestätten).
- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).
- Vorhandene Ackerfläche (kein Umbruch von Grünland in Acker für die Maßnahme).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen (bei Fütterungsfläche mind. 1 ha).

- Die Maßnahmen haben meist eine temporäre Eignung, die v. a. auf den Herbst beschränkt ist, wenn die Ernterückstände noch zahlreich sind. Eine längerfristige Eignung kann sich einstellen durch spät aufkeimendes Ausfallgetreide / Wildkräuter (HAASE et al. 1999) oder durch längere Zufütterungszeiten. Durch eine Staffelung z. B. der Maisernte bis Ende November können die Ernterückstände über einen längeren Zeitraum bereitgehalten werden (HAASE et al. 1999, Brandenburg).
- a) Verzögerter Umbruch/Ernteverzicht. Variante 1: Getreidestoppeläcker, Mais-, Zuckerrübe oder Kartoffelfelder werden nach der Ernte liegen gelassen bzw. erst verzögert bis nach der Herbstrast umgebrochen (BERGMANN 1999, HAASE et al. 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, LANUV 2011 S. 90, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171). Für Sachsen-Anhalt werden 5-10 dt/10 Rückstände empfohlen (Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171). Variante 2: Auf der Fläche werden die Früchte wie z.B. Getreide nicht geerntet, sondern belassen und dann bei Ankunft der Gänse durch Walzen für die Gänse zugänglich gemacht (BERGMANN 1999, SPILLING 1999). Variante 3: Anlage von Stilllegungsflächen / Anbau von Zwischenfrüchten / Untersaat, die später als Gründüngung umgeackert werden (BERGMANN 1999, LANUV 2011 S. 90): Als Begründung empfiehlt sich v. a. die Einsaat eiweißreicher Klee-Gras-Mischungen (WENDT 1999 S. 153), die z. B. als Stoppelsaat nach nicht zu spät räumenden Fruchtarten erfolgen kann. Der Zeitpunkt der Aussaat sollte so gelegt werden, dass sich die vorhandenen Pflanzen im Oktober in einem möglichst frischen Keimstadium befinden (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt 1994).
- b) Ansaat von Wintergetreide, Ackergras mit anschließender Duldung der Gänse auf den Flächen (vgl. Maßnahmenpaket in BRÜHNE et al. 1999 Unterer Niederrhein, s. u.; Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).
- c) direkte Zufütterung: Ausbringung von Getreide, Mais oder Kartoffeln auf einer Fläche (BERGMANN 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171)
- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Wassersport, Touristen, Jagd) während der Rast- und Überwinterungszeiten im Umfeld der jeweiligen maximalen Störradien (Blässgans: 300 m, ~~Saatgans: 300 m~~, Weißwangengans: 500 m; alle Werte aus GARNIEL & MIERWALD 2010 S. 32)
- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.
- BRÜHNE et al. (1999, Unterer Niederrhein) schlagen verschiedene Bewirtschaftungspakete v. a. auf Acker vor (Datumsangaben mit Bezug zum Unteren Niederrhein):
 - 1. Stoppelsaat: 1. Frühzeitige Winterrüben: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst / 2. Welsches Weidelgras: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst. / 3. Wintergerste (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. / 4. Futterroggen (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. Frühzeitige Einsaat, damit sich dichter Bewuchs bilden kann; je nach Aufwuchs ggf. im Spätherbst noch mal mähen. Hinweis: Es zeigte sich, dass der Bestand bei der Einsaat von Wintergetreide (bes. Weizen) meist gering war und nur wenig Futtermasse zur Verfügung stand. Ausnahme Futterroggen, wächst schnell und bildet auch bei später Aussaat (z. B. nach Zuckerrüben) noch viel für Gänse nutzbare Futtermasse.
 - 2. Untersaat: 1. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.1. / 2. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2. Hinweis: Nach der Silomaisernte, bei der nur wenig Erntereste verbleiben, ist bereits nutzbares Gras vorhanden. Im Projektzeitraum gab es geringes Interesse bei den Landwirten und Witterungsprobleme.
 - 3. Ausfallgetreide: Wintergetreide nach der Ernte durchwachsen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2.
 - 4. Nicht-Bearbeitung: 1. Welsches Weidelgras stehen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.1. / 2. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide). Keine Herbsdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich. / 3. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche). Keine Herbsdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich.
 - 5. Gezielte Einsaat von Stilllegungsflächen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen zur Belassung von Ernterückständen müssen jährlich wiederholt werden, wobei die Maßnahmenfläche rotieren kann. Die Zeitdauer der Fütterung ist im Einzelfall festzulegen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Flächen – v. a. die Zufütterungen – sollten jedoch nicht an empfindliche Kulturen angrenzen, da es zu starken Gänsekonzentrationen kommen kann und die Gänse die Fütterungsfläche nicht vollständig ausnutzen, sondern sich ab einem bestimmten Nutzungsmaß gleichmäßiger verteilen und andere, angrenzende Flächen zu nutzen beginnen (BERGMANN 1999, KREUZIGER 2002). Weitere zu beachtende Faktoren bei Zufütterungen sind nach WILLE (2000, S. 100): Das Auftreten „unnatürlicher“ Vogelkonzentrationen kann einem ggf. vorhandenen naturschutzfachlichen Leitbild widersprechen, die Konzentration auf kleiner Flächen steht dem natürlichen Begrasungszyklus entgegen, der zu gleichmäßiger extensiver Beweidung führt, durch die Konzentration der Gänse kann es zu hygienischen Problemen / Krankheitsverbreitungen kommen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gänse sind Nahrungsoportunisten und nehmen die Maßnahmenflächen in der Regel schnell an (RUNGE et al. 2010 S. A 116 für die Blässgans, WILLE 2000 für Saat-, Bläss- und Graugans, ZHU et al. 1987 zit. bei KREUZIGER 2002 für Gänse allgemein).
- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar (nach der Ernte bzw. nach Ausbringung des Futters). Sie besitzt jedoch nur eine temporäre Eignung (Stoppelacker / Ernterückstände), bis das Futter auf der Fläche so weit abgenommen hat, dass sich die Suche nicht mehr lohnt. Bei Zufütterungen ist die Dauer der Fütterung entscheidend.
- SPILLING (1999) berichtet von einem Projekt in der Elbtalau (Landkreis Lüneburg). Dort wurden Wintergetreideäcker (Gerste, Weizen) und Mais nicht abgeerntet und stattdessen zur Ankunftszeit der Gänse im Oktober gewalzt, um so ein besonders attraktives Nahrungsangebot zu schaffen und eine Verringerung der Schäden auf andere Flächen zu erreichen. Im Ergebnis kam es kurzfristig zu sehr hohen Gänsedichten, aber die Nahrung war meist nach wenigen Tagen aufgebraucht (max. Nutzungsdauer 13 Tage).
- Bei den Maßnahmentypen 4.2 und 4.3 (Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide) / Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche) bei BRÜHNE et al. 1999) am Unteren Niederrhein wurden von den eintreffenden Gänsen zunächst die frisch abgeernteten Maisäcker und, sobald vorhanden, v. a. abgeerntete Rübenfelder bevorzugt. Die Zahlen bauen sich über einige Tage auf, halten 2-3 Tage an und nehmen dann innerhalb von ca. 2 Tagen wieder ab. Insgesamt wird eine Zuckerrübenfläche über einen Zeitraum von 1-2 Wochen genutzt. Danach ist fast kein Futtermaterial mehr vorhanden und die Fläche hat für den Rest des Winters keine Bedeutung mehr für Gänse. Nach der Nutzung der Erntereste von Mais / Zuckerrübe kam es zur zunehmenden Nutzung von Grünland, Ackergras und Wintergetreide.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 ff.) wird eine Annahme der Flächen durch die Gänse erwartet. Ggf. kann die Annahme der Maßnahmenflächen durch Anlockung der Tiere über Gänseattrappen unterstützt werden (Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).
- Aufgrund der bisherigen Erfahrungen besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Da Bläss- und Weißwangengans (im Vergleich zur Saatgans) jedoch eher Grünland bevorzugen und die Nahrungsverfügbarkeit im Acker kurzfristiger ist als im Grünland, besteht lediglich eine mittlere Eignung (Expertenworkshop LANUV Recklinghausen, 8.11.2011).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Für Bläss- und Weißwangengans besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Nahrungshabitaten. Maßnahmen für die Ruhehabitate sind Einzelfallentscheidungen.

Angaben zur Priorisierung:

- Priorisierung: Maßnahme 2 (Grünland) hat eine höhere Priorität als Maßnahme 3 (Acker). Bläss- und Weißwangengans bevorzugen (im Verhältnis zur Saatgans) eher Grünland; weiterhin ist auf Äckern das Nahrungsangebot kurzfristiger verfügbar als auf Grünland. Fütterungen kommen nur im Ausnahmefall als temporäre Maßnahme in Betracht.

Quellen:

Ballasus, H. (2005): Habitatwahl und -präferenz der Bless- und Saatgans *Anser albifrons*, *A. fabalis* am Unteren Niederrhein – Historische Veränderungen und mögliche Ursachen. *Vogelwarte* 43, 2005: 123-131

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bergmann, H. H. (1999): Winterökologie arktischer Gänse in Deutschland. *NNA-Berichte* 12 (3): 105-112.

Brühne, M.; Mooij, J. H.; Schwöppe, M.; Wille, V. (1999): Projekt zur Minderung von Gänsefraßschäden am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. *NNA-Berichte* 12 (3): 156-162.

Degen, A.; Königstedt, B.; Wübbenhorst, J. (2009): Gastvogelmanagement in der Niedersächsischen Elbtalau. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 29 (1): 3-39.

Feige, N., D. Doer, V. Wille, M. Krüger & F. Bindrich (2011): Bestandsentwicklung der arktischen Wildgänse in NRW in den Winterhalbjahren 2004/05 bis 2009/10. *Charadrius* 47: 161-174.

Garniel, A.; Mierwald, U. (2010): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Schlussbericht zum Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB der Bundesanstalt für Straßenwesen: „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“. Stand: 30. April 2010 Gelpke, C.;

Haase, P.; Langgemach, T.; Pester, H.; Schröter, H. (1999): Management von wandernden Wasservogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche) zum Schutze landwirtschaftlicher Kulturen in Brandenburg – Möglichkeiten und Grenzen. *Berichte zum Vogelschutz* 37: 69-84

Heinicke, T. (2008, Bearb.): Wildlebende Gänse und Schwäne in Sachsen. Vorkommen, Verhalten, Management. Broschüre, herausgegeben vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), 48 S.

Kreuziger, J. (2002): „Gänsechäden in Rheinland-Pfalz“. Zusammenfassung, Bewertung, Lösungsmöglichkeiten Studie im Auftrag des Landesamts für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht in Oppenheim. In Zusammenarbeit mit der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland, Frankfurt/Main. 71 S. + Anhang.

Kruckenberg, H. (2003c): Raumnutzung individuell markierter Blässgänse im nordwestlichen Ostfriesland im Frühjahr 2001 und 2002. In: Kruckenberg, H. (Bearb.): Muster der Raumnutzung markierter Blässgänse (*Anser albifrons albifrons*) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. Dissertation Universität Osnabrück, S. 97-110.

Kruckenberg, H.; Borbach-Jaene, J.; Südbeck, P. (2003): Die Europäische Blässgans (*Anser a. albifrons*). In: Kruckenberg, H. (Bearb.): Muster der Raumnutzung markierter Blässgänse (*Anser albifrons albifrons*) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. Dissertation Universität Osnabrück: 10-15.

- Kuijken, E.; Verscheure, C. (2008): Greater White-fronted Geese *Anser albifrons* and Pink-footed Geese *A. brachyrhynchus* wintering in Belgium: observations on interspecific relations. *Vogelwelt* 129: 185-190.
- LAG_VSW [Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten] (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätze ausgewählter Vogelarten. *Ber. Vogelschutz* 44: 151-153.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.
- Landgesellschaft Sachsen-Anhalt mbH (2002): Agrarstrukturelle Entwicklungsplanung (AEP) Elbe I. Kap. 4.5.1 Leitprojekt: Wildgänsemanagement. Band 3, S. S. 160-180. Stand Dezember 2002. <http://www.die-altmark-mittendrin.de/index.php?id=119>, Abruf 10.10.2011.
- Meßer, J.; Rovers, W.; Bernok, W. (2011): Auswirkungen von Bergsenkungen und Kiesabbau auf die winterlichen Wasservogelbestände in der Rheinaue Walsum. *Charadrius* 47 (1): 1-28.
- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt (1994): Erlass „Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen durch Wildgänse“, Oktober 1994.
- Mooij, J. H. (1993): Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westfalia / Germany. *Die Vogelwarte* 37: 55-77.
- Spilling, E. (1998): Abschlussbericht zum Projekt: Raumnutzung überwinternder Wildgänse in der Elbtalau: Wechselwirkungen zwischen Raumbedarf und anthropogener Raumbegrenzung. Universität Osnabrück, Fachbereich Biologie.
- Spilling, E. (1999): Übersicht über die Weideschäden durch Gänse und andere Vögel in Deutschland und fachliche Anforderungen an die Schadensermittlung. *NNA-Berichte* 12 (3): 138-144.
- Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 197-204.
- Wendt W. (1999): Situationsbericht zur Gänseschadensproblematik aus Sachsen-Anhalt. *NNA-Ber. Schneverdingen. Vögel in der Kulturlandschaft – Gänseschadensmanagement in Deutschland*. 12. Jahrgang, Heft 3, S. 152-153.
- Wille, V. (2000): Grenzen der Anpassungsfähigkeit überwinternder Wildgänse an anthropogene Nutzungen. Dissertation Universität Osnabrück. Cuvillier Verlag, Göttingen, 147 S.

1.19 Gruppe Rastvögel: Gründelenten

Gruppe Rastvögel 1.19: Gründelenten

Knäkente *Anas querquedula* ID 28, Krickente *Anas crecca* ID 29, Löffelente *Anas clypeata* ID 30, Pfeifente *Anas penelope* ID 36, Schnatterente *Anas strepera* ID 49, Spießente *Anas acuta* ID 55

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Ruhestätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die sich während der Frühjahrs- und Herbststrast oder während des Winters in der Regel in Trupps auf geeigneten Gewässern aufhalten. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rast- und Schlafplätze. Diese traditionellen Rast- und Schlafplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den ggf. räumlich davon abweichenden essenziell und regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius im Umfeld der Rastgewässer, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann.

Die Arten weisen in NRW folgenden Status auf (LANUV 2010): Rastvogel (Knäkente, Krickente, Löffelente, Spießente), Rast- und Wintervogel (Pfeifente, Schnatterente).

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen](#)

[Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Knäkente Rasthabitate: Feuchtgebiete mit Flachwasser- und / oder Schlammmzonen sowie dichter Ufervegetation (Hochstauden, Weiden- oder Faulbaumgebüsche) und / oder Röhrichtvegetation, flache Seen, Moorgewässer, Rieselfelder und überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Knäkente ist tag- und nachtaktiv. Nahrungssuche meist seihend im Flachgewässer, Nahrung besteht aus Wasserpflanzen und -tieren (BAUER et al. 2005 S. 101).
- Krickente Rasthabitate: Nahrungsreiche, eutrophe Flachgewässer, z.B. Altarme, Rieselfelder, Klärteiche, Bergsenkungsgebiete mit flachen Überstauungsflächen, Heide- und Moorweiher, überschwemmtes Grünland sowie langsam fließende Gewässer und Abtragungsgewässer (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Krickente ist tag- und nachtaktiv, im Winter tagsüber meist Ruhephase, nachts Nahrungsaufnahme. Nahrungssuche v. a. im feuchten Schlamm und Seichtwasser bis ca. 20 cm Wassertiefe, Nahrung pflanzlich und tierisch, im Winter v. a. Sämereien (BAUER et al. 2005 S. 92).
- Löffelente Rasthabitate: Feuchtgebiete mit flachen Wasserflächen, Abtragungsgewässer und Seen mit flachen Uferbereichen, Rieselfelder, Bergsenkungsgebiet und überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Nahrungssuche v. a. durch Seihen im Wasser, gelegentlich tauchen bis 80 cm (BAUER et al. 2005 S. 105). Nahrung pflanzlich und tierisch, im Herbst und Winter v. a. pflanzlich (BAUER et al. 2005 S. 104).
- Pfeifente Rasthabitate: strömungsarme Buchten in Fließgewässern, Altarme, Abtragungsgewässer mit angrenzendem Grünland (mit geringer Vegetationshöhe), Rieselfelder und überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Pfeifente ist tag- und nachtaktiv. Nahrungssuche erfolgt je nach Angebot, Störung oder Wasserstand vom (Flucht-) Gewässer aus auf Grünland weidend (meist nachts), zu Fuß auf Schlickflächen von der Wasseroberfläche oder gründelnd. Nahrung v. a. pflanzlich (Gräser, Wasserpflanzen, BAUER et al. 2005 S. 89).
- Schnatterente Rasthabitate: Abtragungsgewässer und Seen mit flachen Uferbereichen, Altarme und langsam fließende Gewässer mit ausgeprägter, dichter Ufervegetation und Flachwasserzonen, Rieselfelder und Klärteiche mit ausreichendem pflanzlichem Nahrungsangebot sowie überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Schnatterente ist tag- und nachtaktiv. Die Nahrungssuche erfolgt seihend und gründelnd im Flachwasser. Nahrung v. a. im Winterhalbjahr pflanzlich (BAUER et al. 2005 S. 86).

- Spießente Rasthabitate: Flachgewässer wie Altarme, Rieselfelder und Klärteiche mit ausreichendem Nahrungsangebot, u.a. an Wasserpflanzen, strömungsarme Buchten in Fließgewässern sowie überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Nahrungssuche überwiegend nachts, bevorzugt im Seichtwasser bis 30 cm, Gründeln bis 50 cm Wassertiefe. Nahrung pflanzlich und tierisch, im Herbst und Winter v. a. pflanzlich (BAUER et al. 2005 S. 99).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland (G1.2, G4.3, G6.2, O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die genannten Gründelenten bevorzugen als Rasthabitate insbesondere nahrungsreiche Flachwasserbereiche, darüber hinaus auch überschwemmtes Grünland. In der Maßnahme werden vorhandene Flachwasserbereiche optimiert oder neu geschaffen, ggf. in Kombination mit der Entwicklung und Pflege von winterlich periodisch überschwemmtem Dauergrünland.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Wassersport, Angelsport, Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten (z.B. GERKEN 1981, HÜBNER & PUTZER 1985, PUTZER 1985, 1989, REICHHOLF 1975, SÜDBECK & SPITZNAGEL 2001).
- Vorhandene Stillgewässer: Aufwertungspotenzial bezüglich Wasser- oder Ufervegetation und / oder Störungsberuhigung. Im Regelfall keine Verwendung von oligotrophen (nährstoffarmen) Gewässern (siehe unten).
- Neu zu schaffende Gewässer: Dauerhafte Wasserführung zur Entwicklung von Wasserpflanzen (und -tieren).
- Grünland: Offenland-Standorte mit Potenzial zu periodischer Überschwemmung (z. B. vorhandene Drainagen oder Gräben). Geeignete Standorte sind im Winterhalbjahr bzw. aus bei Hochwasser aufgenommenen Luftbildern gut zu identifizieren (vegetationslose oder nasse Stellen im Grünland oder Acker).
- Idealerweise großräumige, offene Landschaften mit freien Sichtverhältnissen, Flussläufe mit weiträumigen Überschwemmungsflächen (NLWKN 2011 S. 12).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird als Faustwert eine Fläche von mind. 1 ha empfohlen.
- Schaffung / Optimierung von Gewässern: Schaffung von Flachwasserzonen (Wassertiefe zwischen 5 und 50 cm variierend entsprechend den „Gründeltiefen“ der Arten), Entwicklung und Pflege der Ufervegetation (ggf. Auszäunung für Röhrichtentwicklung), Auflichten von dichten Ufergehölzriegeln zur Schaffung von Ruhezonen am Ufer.

- Bei der Renaturierung von Fließgewässern gelten die Hinweise in der „Blauen Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).
- Schaffung / Optimierung von periodisch überschwemmtm Dauergrünland mit kurzrasigen Bereichen, idealerweise im Rahmen der Wiederherstellung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- In den Gewässern sind regelmäßige Maßnahmen nicht erforderlich, ggf. in unregelmäßigen Abständen Verhindern des Zuwachsens der Flachwasserbereiche außerhalb der Rastzeit.
- Für die Pflege des winterlich überschwemmtm Dauergrünlandes ist eine auf den Standort abgestimmte Nutzung als Wiese oder Weide erforderlich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte bei im Ausgangszustand nährstoffarmen Gewässern mit anderen Arten / Naturschutzziele / der Wasserrahmenrichtlinie beachten: Ein extrem hohes Nährstoffangebot bis hin zum Umkippen des Gewässers (Polytrophie mit starker Gewässertrübung und Verschwinden von Wasserpflanzen) führt bei Gründelenten zu einer Abnahme (bis hin zum Verschwinden) der Nahrungsbasis. Eine mäßige Gewässerbelastung mit Nährstoffen kann für Gründelenten jedoch auch positive Auswirkungen haben, wenn dadurch die Nahrungspflanzen gefördert werden. Umgekehrt kann eine „bessere“ (nährstoffärmere) Gewässerqualität für diese Arten negativ sein (MEßER 2002: Abnahme Krickente bei der Kleinen Emscher nach Rückgang der Wasserpest durch Entkrautung und verringerte Abwassereinleitung).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind meist innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam (siehe die Literaturbeispiele unten).
- Optimierung vorhandener Gewässer: Für die Entwicklung einer geeigneten Ufervegetation als Rückzugsraum wird eine Zeitdauer von bis zu 5 Jahren veranschlagt.
- Neuschaffung von Gewässern: Eine Funktion als Ruhegewässer, bei dem sich die Tiere lediglich ausruhen, ist kurzfristig innerhalb von bis zu 5 Jahren herstellbar. Für die Entwicklung einer Funktion als Nahrungsgewässer ist eine längere Zeitdauer von ca. 5 Jahren zu veranschlagen (Besiedlung v. a. durch Wasserpflanzen, ferner auch Wassertiere). Ggf. kann dieser Zeitraum durch Anpflanzungen und Einbringen von Wasserpflanzen (und ggf. auch Wassertieren) auf bis zu 5 Jahre verkürzt werden. Die Arten können lokal und / oder temporär ein Gewässer sowohl zur Nahrungssuche wie zum Ruhen nutzen. Daher ist zu prüfen, inwieweit beide Funktionen erfüllt sein müssen.
- Dauergrünland: Für die Herstellung von winterlich überstautem Dauergrünland wird eine Entwicklungszeit von bis zu 5 Jahren veranschlagt.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die grundsätzliche Wirksamkeit der Maßnahmentypen ist in der Literatur zahlreich belegt (z. B. BECKERS 2002, GRIMS 1963, KLOSE 2002, MEßER et al. 2011, RAMM & WOSEGIEN 2003, SCHÄFER 2010, TESCH et al. 2010, THIES 1992).

- BECKERS (2002, S. 17) berichtet von einer groß angelegten Renaturierungsmaßnahme in der Lippeaue, dass bei Hochwasser das Gebiet „für seine großen Ansammlungen rastender Enten bekannt“ (Löffelente, Krickente, Spießente, Pfeifente) sei.
 - GRIMS (1963) berichtet von der Besiedlung des Innstausees St. Florian. Die Bauarbeiten wurden im September 1961 abgeschlossen, im Laufe einiger Wochen füllte sich der Stauraum mit Wasser (Überstauung der „Reichsberger Au“ auf 1-3 m). Innerhalb kurzer Zeit kam es zu einem Bestandsanstieg bzw. zur Neubesiedlung durch Wasservögel (während der Zugzeiten rasteten vorher meist nur für wenige Stunden Stockente, Tafelente, Krickente, Knäken- und Reiherenten). Während des Winters 1961/62 konnten am Stausee ständig beobachtet werden (Durchschnittszahlen): „300 Stockenten, 300 Tafelenten, 100 Reiherenten, 20 Krickenten, 20 Schellenten, Pfeifenten (selten), Knäkenten (selten), Löffelenten (selten) 400 Blässhühner, 20 Zwergtaucher, 6 Gänsesäger.“
 - Durch die Wiedervernässung einer ca. 9 ha großen Grünlandniederung bei Eutin (Holstein) entstand ein eutrophes Flachgewässer. In den folgenden 6 Jahren wurden u. a. rastende Löffelenten, Pfeifenten, Krickenten, Knäkenten, Spießenten und Schnatterenten nachgewiesen. Das Flachgewässer hatte sich in dieser Zeit zu einem Brut- und Rastgewässer regionaler Bedeutung (auch für andere Arten) entwickelt (KLOSE 2002).
 - In der Rheinaue Walsum (VSG Unterer Niederrhein, NRW) etablierte sich Anfang der 1990er Jahre an Restbaggerseen ein Pfeifentenrastplatz, nachdem die Verfüllung in diesem Bereich bereits abgeschlossen war. Günstig für die Pfeifenten war die Kombination aus Grünland als Äsungsflächen und Gewässern, auf die sie sich bei Störungen zurückziehen konnten. (MEßER et al. 2011 S. 23).
 - Nach RAMM & WOSEGIEN (2003) wurden großflächige Vernässungsbereiche (150 ha als Kompensation für einen Torfabbau im Aschborner Moor bei Stade) während der Zugzeit von „große(n) Mengen an Kiebitzen (über 1000 Individuen), Bekassinen, Stock-, Krick-, Reiher-, Spieß- und Pfeifenten“ angenommen.
 - SCHÄFER (2010) beschreibt für Südhessen von der Anlage von Flachwasserteichen in ehemaligen Tongruben. Die Gewässer wurden u. a. von Krickente, Knäken- und Löffelente und Schnatterente auf dem Durchzug angenommen.
 - TESCH et al. (2010, Unterweser) schildern die großflächige (> 200 ha) Umsetzung eines Projektes zur Umwandlung von Grünland in ein Tidebiotop mit neu angelegtem Prielsystem. Die Maßnahmenflächen wurden von mehreren Rast- und Gastvögeln angenommen und haben mindestens landesweite Bedeutung für Pfeifente, Schnatterente und Löffelente. Ihre Attraktivität erklärt sich nach den Autoren durch das Nebeneinander von Flachwasserzonen und niedrigwüchsigen Grünland sowie der Abwesenheit jeglicher Störungen (Jagdverbot).
 - Mehrere, Ende der 1980er Jahre im Kreis Segeberg (Holstein) angelegte Klärteiche, wurden wenige Jahre später während der Zugzeiten von rastenden Enten (Löffelente, Schell- und Reiherente) angenommen. Schnatter- und Tafelente mieden die Gewässer jedoch, was möglicherweise mit anderen Nahrungsansprüchen zusammenhing (THIES 1992).
- Entsprechend dieser Erfahrungen besteht eine grundsätzliche Eignung der beschriebenen Maßnahmen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen. Sie erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch**Fazit:**

Für die Gründelenten besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Rasthabitaten.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Beckers, B. (2002): Die Disselmersch. ABU Info 25/26: 12-21.
- Gerken, F. (1981): Auswirkungen des Wassersports auf bedrohte Naturvorkommen in der Oberrheinaue. - Beitr. Natur- u. Umweltschutz, H. 1: 11-12.
- Grims, F. (1963): Die Besiedlung des neu entstandenen Innstausees St. Florian bei Schärding. Egretta 6 (1): 29-31.
- Hübner, F. & D. Putzer (1985): Störungsökologische Untersuchungen rastender Kormorane an niederrheinischen Kiesseen bei Störungen durch Kiestransporte, Segel-, Surf- und Angelsport. - Seevögel, Sonderband 6: 122-126.
- Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38.
- Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Wintergäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads>, Abruf 10.10.2011
- Meßer, J. (2002): Die Kleine Emscher in Duisburg – ein bemerkenswerter Rastplatz für Krickenten (*Anas crecca*). Charadrius 38 (1): 1-8
- Meßer, J.; Rovers, W.; Bernok, W. (2011): Auswirkungen von Bergsenkungen und Kiesabbau auf die winterlichen Wasservogelbestände in der Rheinaue Walsum. Charadrius 47 (1): 1-28.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 2011): Lebensraumansprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen. Teil 2: Gastvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1 / 2011: 48 S.
- Peitzmeier, J. (1969): Avifauna von Westfalen. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 31, Heft 3: 1-395.
- Putzer, D. (1985): Angelsport und Wasservogelschutz in NRW. - Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz 25: 65-76.
- Putzer, D. (1989): Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit und Störung am Beispiel bestandsbedrohter, an Feuchtgebiete gebundener Vogelarten. - Schr.-R. Landschaftspf. Natursch. 29: 169-194.
- Ramm, G.; Wosegien, A. (2003): Aschhorner Moor und Königsmoor – Renaturierte Hochmoorflächen als Lebensraum für Vögel. Der Falke 50 (12): 378-382
- Reichholf, J. (1975): Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogel-Schutzgebiet am Unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung und Entwicklung. - Schr.-R. Landschaftspf. Natursch. 12: 109-117.
- Schäfer, S. (2010): Die Vogelwelt des NSG Tongruben nach den Wiedervernässungsmaßnahmen des Fördervereins. Eine Zwischenbilanz 2010. Collurio 28: 24-34.
- Südbeck, P. & Spitznagel, A. (2001): Freizeitnutzung, Sport und Tourismus. In: Richarz, K, Bezzel, E., & Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.
- Thies, H. (1992): Die Klärteiche im Kreis Segeberg - neue Wasservogellebensräume. Corax 14: 329-354.

1.20 Gruppe Rastvögel: Tauchenten, Säger

Gruppe Rastvögel 1.20: Tauchenten, Säger

Schellente *Bucephala clangula* ID 47, Tafelente *Aythya ferina* ID 57, Gänsesäger *Mergus merganser* ID 15, Zwergsäger *Mergus albellus* ID 78

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und / oder Herbstzeit in der Regel in Trupps auf geeigneten Still- und Fließgewässern rasten und / oder überwintern. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rastplätze. Diese traditionellen Rastplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen.

Die Arten weisen in NRW folgenden Status auf (LANUV 2010): Gänsesäger, Schellente, Zwergsäger: Wintervogel, Tafelente: Rast- und Wintervogel.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- ~~Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen (Tauchenten und Zwergsäger)~~
- ~~Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet (Gänsesäger)~~

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Gänsesäger Winterhabitate: Fischreiche Fließgewässer, Talsperren und Stauseen (LANUV 2010). Der Gänsesäger ernährt sich überwiegend von Fischen von < 10 cm Größe aus einer Wassertiefe von im Durchschnitt bis 5 m (BAUER et al. 2005 S. 143).
- Der Gänsesäger ist vorwiegend tagaktiv und sucht nach Sonnenuntergang einen Schlafplatz auf, an welchem die Säger aber auch nachts teilweise aktiv bleiben. Auch Winterverbände balzen bei Mondlicht mitunter am Schlafplatz und können diesen im Laufe der Nacht ganz oder vorübergehend verlassen. Im Winterhalbjahr sind die kurzen Jagd- und langen Ruheperioden auffällig (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 474). Die Nahrungsgewässer können von den Schlafplätzen teilweise mehrere Kilometer entfernt liegen (z.B. Schlafplatz Griethausener Altrhein im VSG Unterer Niederrhein, SUDMANN 2010).
 - Bei einer Untersuchung auf dem Ruhrstau Hengsteysee (BELLEBAUM 1999) war der Anteil nahrungssuchender Vögel am frühen Morgen am höchsten, sank vormittags ab und stieg nachmittags erneut an. Nahrungssuche fand in Bereichen mit starker Strömung statt, regelmäßig genutzte Ruheplätze lagen in flacheren Bereichen. Die Wahl der Ruhe- und Schlafplätze wurde vom Wetter beeinflusst. Das wichtigste Nahrungshabitat am Wehr war starker Erholungsnutzung ausgesetzt und wurde bei steigenden Besucherzahlen gemieden. Wenn ein Verlassen nicht möglich war, änderten die Gänsesäger ihr Verhalten und ruhten seltener.
- Schellente Winterhabitate: Größere Fließgewässer, Seen, Abgrabungsgewässer und Talsperren mit ausreichendem Nahrungsangebot (LANUV 2010). Die Schellente ernährt sich überwiegend tierisch von Wasserinsekten, Kleinkrebsen und Muscheln, im Winter kann der Anteil an pflanzlicher Nahrung (v. a. Sämereien) zunehmen. Tauchtiefe im Durchschnitt bis 3 m (BAUER et al. 2005 S. 138).
- Die Schellente ist vorwiegend tagaktiv. Im Winter wird aber morgens und abends manchmal im fahlen Dämmerlicht nach Nahrung getaucht; selbst bei weitgehender Trennung der Schlaf- und Nahrungsplätze (DIERSCHKE 1987, Ostseeküste) beginnt und endet die Nahrungssuche gewöhnlich am Schlafplatz. Aktivitäts- und Ruhephasen wechseln im Laufe des Tages ziemlich regellos und sind im Binnenland mitunter weitgehend von Störungen abhängig. Entsprechend schwankten beispielsweise am Untersee-Ende (Bodensee) und dem anschließenden Hochrhein-Abschnitt auch Beginn, Dauer und Ende der winterlichen Schlafplatzflüge stark und regellos. Erste, oft durch Störungen ausgelöste Flüge können schon am frühen Nachmittag erfolgen, stärker setzen sie erst kurz vor oder nach Sonnenuntergang ein und bei hartem Winterwetter beginnen sie erst nach Einbruch der Dämmerung und enden bei voller Dunkelheit (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 338).

- Tafelente Rast- und Winterhabitate: Abgrabungsgewässer, Seen, Talsperren, Staustufen und strömungsarme Buchten von Fließgewässern (MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Tafelente ernährt sich je nach Angebot pflanzlich und tierisch bei starker regionaler und saisonaler Variation. Im Winterhalbjahr sind Wandermuscheln von Bedeutung, im Sommer an Fischteichen neben Larven von Wasserinsekten auch Getreide (Karpfenfutter). Tauchtiefe meist 1 bis 2,5 m (BAUER et al. 2005 S. 112).
- Die Tafelente ist tag- und nachtaktiv, im Vergleich zu den anderen Arten und insbesondere im Winterhalbjahr stärker dämmerungs- und nachtaktiv. Bei nahrungsreichen, aber tagsüber gestörten Gewässern, kann die Tafelente eine räumliche Trennung von nächtlich aufgesuchten Nahrungsgewässern und tagsüber aufgesuchten Ruhegewässern zeigen (STRUWE 1993: Eckernförder Bucht). – Bei Beobachtungen am Aarestau (Schweiz) wurde in hellen Nächten kaum eine Ruhepause eingeschaltet. Gewöhnlich fällt die Hauptfressaktivität in die erste Nachthälfte. Unabhängig von Wetter und Nachthelligkeit beginnen bei weit fortgeschrittener Dämmerung innerhalb von 20 Minuten 60–100% der Tafelenten zu fressen. Diese Aktivitätsphase dauert etwa 6 bis 7 Stunden, bis die Vögel zwischen Mitternacht und 2 Uhr morgens wieder einschlafen. Eine zweite, in dunklen Nächten höchstens 2 Stunden dauernde Aktivitätsphase fällt in die frühen Morgenstunden und bricht mit beginnender Dämmerung, im Frühjahr dagegen erst im Laufe des Vormittags ab. Die Tagesaktivität (mit Gipfel in den späten Vormittags- oder frühen Nachmittagsstunden) ist nach mond hellen Nächten nur etwa halb so groß wie nach dunklen. Mit der Abwanderung der Winterscharen im Frühjahr ändert sich auch die Tagesaktivität. Je weniger Vögel sich auf dem See aufhalten, um so mehr zeigen die weit auseinanderliegenden Gruppen ihren eigenen Tagesrhythmus (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 63).
- Zwergsäger Winterhabitate: Fließ- und Abgrabungsgewässer, Seen, Talsperren, und Staustufen mit ausreichendem Angebot an kleinen Fischen (LANUV 2010). Der Zwergsäger ernährt sich überwiegend von Fischen mit 5-6 cm Größe (BAUER et al. 2005 S. 140).
- Zwergsäger sind tagaktiv. Regional treten tägliche Schlafplatzflüge auf. An kurzen Tagen findet Nahrungstauchen auch vor Sonnenaufgang und nach Sonnenuntergang statt (BAUER et al. 2005 S. 140).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Nahrungs- und Ruhegewässer können lokal bei Stillgewässern identisch oder räumlich getrennt sein (z. B. störungs- oder wetterabhängig).
- Die Arten können miteinander vergesellschaftet auftreten. Die Tafelente ist im Verhältnis zu den anderen Arten stärker nachtaktiv und weist eine geringere räumliche Trennung von Nahrungs- und Ruhegewässern auf. Bei nahrungsreichen, aber tagsüber gestörten Gewässern kann jedoch auch die Tafelente eine räumliche Trennung von nächtlich aufgesuchten Nahrungsgewässern und tagsüber aufgesuchten Ruhegewässern zeigen (STRUWE 1993: Eckernförder Bucht).

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Optimierung von geeigneten Nahrungsgewässern (G1.1, G.3.1, G.6.2, G6.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Tauchenten und Säger suchen ihre Nahrung in störungsberuhigten Gewässern. In der Maßnahme werden bestehende Nahrungsgewässer optimiert oder neu geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Wassersport, Angelsport, Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten (z.B. GERKEN 1981, HÜBNER & PUTZER 1985, PUTZER 1985, 1989, REICHHOLF 1975, SÜDBECK & SPITZNAGEL 2001).
- Vorhandene Gewässer mit Vorkommen von Wasserpflanzen und Tieren, Aufwertungspotenzial bezüglich Ufervegetation und / oder Störungsberuhigung.
- Neu zu schaffende Stillgewässer, die einen Bestand von Nahrungstieren der Arten entwickeln können.
- Keine nährstoffarmen Gewässer, deren Nährstoffarmut im Rahmen eines anderen Naturschutzziels zu erhalten ist (nährstoffarme Gewässer weisen oft einen geringeren Bestand an Nahrungstieren für die Zielarten auf als nährstoffreichere Gewässer: EINSTEIN 1983, KOOP 1996, UTSCHIK 1995).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird ein Faustwert von mind. 1 ha für die Gewässergröße empfohlen.
- Möglichst nahe zu den Ruhegewässern (Nahrungs- und Ruhegewässer können auch identisch sein).
- Anlage der Gewässer entsprechend den o. g. Artansprüchen. Abflachung der Ufer, Rückbau von Uferverbauungen, Optimierung und Gestaltung einer standortsangepassten Ufervegetation. Bei dichten Gehölzriegeln am Ufer teilweises Auflichten zur Schaffung von Ruheplätzen.
- Ggf. Einschränkung der Fischerei / des Angelsports bei fischfressenden Arten (NWLKN 2011 S. 12).
- Bei der Renaturierung von Fließgewässern gelten die Hinweise in der „Blauen Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).
- Ggf. Einbringen von Fischen, Muscheln o. a., sofern dadurch andere Funktionen des Gewässers nicht negativ beeinträchtigt werden (im Regelfall nicht bei Fließgewässern; Zielkonflikte und Vorgaben Wasserrahmenrichtlinie beachten).
 - GALHOFF (1987) kalkulierte den Nahrungsbedarf einer Überwinterungspopulation der Tafelente am Kemnader See bei Bochum (ca. 660 Individuen) auf ca. 160 ± 70 kg pro Tag. Hier bildeten vermutlich Zuckmückenlarven und Schlammröhrenwürmer des Benthos die Hauptnahrungsquelle.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gewährleistung der artspezifischen Ansprüche an die Gewässer.
- Ggf. Durchführung von Maßnahmen zur Verhinderung von Verlandungen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte bei im Ausgangszustand nährstoffarmen Gewässern mit anderen Arten / Naturschutzzielen / der Wasserrahmenrichtlinie beachten: Ein extrem hohes Nährstoffangebot bis hin zum Umkippen des Gewässers (Polytrophie mit starker Gewässertrübung und Verschwinden von Muscheln und Fischen) führt auch bei Tauchenten / Sägern zu einer Abnahme (bis hin zum Verschwinden) der Nahrungsbasis, die meisten Tauchenten können sich jedoch zumindest in geringem Maße auch in sehr nährstoffreichen Gewässern von der Schlammfauna des Seebodens ernähren (z. B. Schlammröhren- und Zuckmückenlarven: EINSTEIN 1983 S. 386: Federsee in Baden-Württemberg; GALHOFF 1987: Kemnader See). Eine mäßige Gewässerbelastung mit Nährstoffen kann für Tauchenten und Säger mit vorwiegend tierischer Ernährung positive Auswirkungen haben, wenn dadurch die Nahrungstiere gefördert werden. Umgekehrt kann eine „bessere“ (nährstoffärmere) Gewässerqualität für diese Arten negativ sein (UTSCHIK 1995; Rückgang des Mauserbestandes der Tafelente an den Ismaninger Teichen (Bayern) vermutlich aufgrund der durch ein neues Klärwerk bedingten, verbesserten Gewässerqualität: KÖHLER & KÖHLER 1996, KOOP 1996 S. 395).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Optimierung vorhandener Gewässer: Wirksamkeit je nach Ausgangsbedingungen innerhalb von 2 bis 5 Jahren (Abflachung der Ufer, Einhalten Abstandzonen für Störungen, Optimierung Ufervegetation bei vorhandenem Ausgangsbestand).
- Neuanlage von Stillgewässern: Für die Etablierung einer Ufervegetation sowie die Besiedlung durch Muscheln u. a. Nahrungstiere der Tauchenten und Säger wird eine mittelfristige Wirksamkeit innerhalb von 5-10 Jahren veranschlagt. Ggf. kann dieser Zeitraum durch Anpflanzungen und Einbringen von Fischen, Muscheln o. a. auf bis zu 5 Jahre verkürzt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig herstellbar. Es besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Nahrungssuchende Enten und Säger reagieren schnell auf günstige Nahrungshabitate.
- GRIMS (1963) berichtet von der Besiedlung des Innstausees St. Florian. Die Bauarbeiten wurden im September 1961 abgeschlossen, im Laufe einiger Wochen füllte sich der Stauraum mit Wasser (Überstauung der „Reichsberger Au“ auf 1-3 m). Innerhalb kurzer Zeit kam es zu einem Bestandsanstieg bzw. zur Neubesiedlung durch Wasservögel (während der Zugzeiten rasteten vorher meist nur für wenige Stunden Stockente, Tafelente, Krickente, Knäkente und Reiherenten). Während des Winters 1961/62 konnten am Stausee ständig beobachtet werden (Durchschnittszahlen): „300 Stockenten, 300 Tafelenten, 100 Reiherenten, 20 Krickenten, 20 Schellenten, Pfeifenten (selten), Knäkenten (selten), Löffelenten (selten) 400 Bläshühner, 20 Zwergtaucher, 6 Gänsesäger.“ KLOSE (2002) berichtet über die Wiedervernässung einer ca. 9 ha großen Grünlandniederung bei Eutin. Das entstandene eutrophe Flachgewässer wurde innerhalb von 6 Jahren u. a. von rastenden Gänsesägern (max. 198 Ex.) und Zwergsägern (max. 87 Ex.) angenommen. THIES (1992) untersuchte mehrere v. a. in den 1980er Jahren angelegte Klärteiche im Kreis Segeberg (Holstein). Während der Zugzeiten wurden sie u. a. von der Schellente (weiterhin z. B. Reiher- und Löffelente) angenommen.
- Die hier vorgeschlagenen Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Optimierung von geeigneten Ruhegewässern (G1.1, G.3.1, G.6.2, G6.3)**Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Die Tauchenten und Säger ruhen in störungsberuhigten Gewässern. In der Maßnahme werden bestehende Gewässer optimiert oder neu geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Wassersport, Angelsport, Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten (z.B. GERKEN 1981, HÜBNER & PUTZER 1985, PUTZER 1985, 1989, REICHHOLF 1975, SÜDBECK & SPITZNAGEL 2001).
- Möglichst nahe zu den Nahrungsgewässern (Nahrungs- und Ruhegewässer können auch identisch sein).
- Vorhandene Gewässer mit Aufwertungspotenzial bezüglich Ufervegetation.
- Neu zu schaffende Stillgewässer: Dauerhafte Wasserführung.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird ein Faustwert von mind. 1 ha für die Gewässergröße empfohlen.
- Anlage der Gewässer entsprechend den o. g. Artansprüchen. Abflachung der Ufer, Rückbau von Uferverbauungen, Optimierung und Gestaltung einer standortsangepassten Ufervegetation. Bei dichten Gehölzriegeln am Ufer teilweises Auflichten zur Schaffung von Ruheplätzen.
- Bei der Renaturierung von Fließgewässern gelten die Hinweise in der „Blauen Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).
- Bei dichter (Gehölz-) Ufervegetation teilweises Auflichten, bei fehlenden Ufergehölzen Anpflanzen von Einzelbüschen oder -bäumen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Arten können lokal und / oder temporär ein Gewässer sowohl zur Nahrungssuche wie zum Ruhen nutzen. Daher ist zu prüfen, inwieweit die maßnahmenbezogenen Gewässer zugleich ein Nahrungsangebot bereitstellen müssen (Maßnahme 1). Die Verbindungsräume zwischen Nahrungsflächen und Ruhegewässern sollen idealerweise frei von Bauwerken o. a. Störquellen sein (NLWKN 2011 S. 12).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Siehe Maßnahme 1. Eine Besiedlung durch Nahrungstiere ist nicht zwingende Voraussetzung, allerdings können Nahrungs- und Ruhegewässer auch identisch sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Siehe Maßnahme 1.
- Die hier vorgeschlagenen Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.
- Die Betroffenheit ganzer Ruhegewässer ist eine Einzelfallentscheidung und im Regelfall von einem Monitoring zu begleiten.
- Für Maßnahmen bei Betroffenheit der Tafelente bestehen nach fachgutachterlicher Einschätzung (Expertenworkshop 8.11.2011, LANUV Recklinghausen) graduell geringere Anforderungen bzw. die Prognosesicherheit ist graduell höher.

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
 - ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
 - ~~bei allen Vorkommen~~
 - ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
 - ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Für rastende / überwinternde Tauchenten und Säger besteht die Möglichkeit zur Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen für Ruhe- und Nahrungsgewässer. Je nach Ausgangssituation kann die Maßnahme kurz- oder mittelfristig umgesetzt werden. Da die Maßnahmenkonzeption in der Regel große (Gewässer-) Flächen und eine umfangreiche Planung umfasst, ist ein Monitoring durchzuführen. Die Betroffenheit ganzer Ruhegewässer bedarf einer Einzelfallentscheidung.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Bellebaum, J. (1999): Was bestimmt Tagesrhythmus und Verteilung überwinternder Gänsesäger (*Mergus merganser*) auf einem Ruhrstausee? *Corax* 17: 352-360
- Dierschke, V. (1987): Zum Schlafplatzverhalten der Schellente (*Bucephala clangula*) bei Schleimünde. *Corax* 12: 123-135
- Einstein, J. (1983): Die Auswirkungen der zunehmenden Eutrophierung des Federsees auf die Vogelwelt. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 55 / 56: 355-403
- Galhoff, H. (1987): Untersuchungen zum Energiebedarf und zur Nahrungsnutzung auf einem Stausee überwinternder Tafelenten (*Aythya ferina* L.). *Ökologie der Vögel* 9 (2): 71-84.
- Gerken, F. (1981): Auswirkungen des Wassersports auf bedrohte Naturvorkommen in der Oberrheinaue. - Beitr. Natur- u. Umweltschutz, H. 1: 11-12.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Bearb., 1992): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 3. Anseriformes (2. Teil). Entenvögel: Enten, Säger. Aula-Verlag, Wiesbaden, 503 S.
- Grims, F. (1963): Die Besiedlung des neu entstandenen Innstausees St. Florian bei Schärding. *Egretta* 6 (1): 29-31.
- Hübner, F. & D. Putzer (1985): Störungsökologische Untersuchungen rastender Kormorane an niederrheinischen Kieseeseen bei Störungen durch Kiestransporte, Segel-, Surf- und Angelsport. - Seevögel, Sonderband 6: 122-126.
- Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. *Corax* 19: 27-38.
- Köhler, P., & U. Köhler (1996): Eine Auswertung von Ringfunden der Tafelente (*Aythya ferina*) angesichts der zusammenbrechenden Mauertradition im Ismaninger Teichgebiet. *Vogelwarte* 38: 225-234.
- Koop, B. (1996): Die Bedeutung der Binnengewässer Ostholsteins für die Schwingenmauser von Wasservögeln am Beispiel von Haubentaucher (*Podiceps cristatus*), Schnatterente (*Anas strepera*), Tafelente (*Aythya ferina*) und Reiherente (*Aythya fuligula*). *Corax* 16: 393-405.
- Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Wintergäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads>, Abruf 10.10.2011
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 2011): Lebensraumansprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen. Teil 2: Gastvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1 / 2011: 48 S.
- Putzer, D. (1985): Angelsport und Wasservogelschutz in NRW. - Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 25: 65-76.
- Putzer, D. (1989): Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit und Störung am Beispiel bestandsbedrohter, an Feuchtgebiete gebundener Vogelarten. - Schr.-R. Landschaftspf. Natursch. 29: 169-194.
- Reichholf, J. (1975): Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogel-Schutzgebiet am Unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung und Entwicklung. - Schr.-R. Landschaftspf. Natursch. 12: 109-117.
- Struwe, B. (1993): Die Tauchenten (*Aythya*)-Rastbestände an den Tagesschlafplätzen der Eckernförder Bucht von 1985/86 bis 1990/91. *Corax* 15: 167-181
- Sudmann, S.R. (2010): Auswertung der Rastbestände der Wasservögel im SPA Unterer Niederrhein für die Winterhalbjahre 2004/05 bis 2008/09. NWO-Monitoringbericht 2010/01 im Auftrag des LANUV NRW.
- Südbeck, P. & Spitznagel, A. (2001): Freizeitnutzung, Sport und Tourismus. In: Richarz, K, Bezzel, E., & Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Thies, H. (1992): Die Klärteiche im Kreis Segeberg - neue Wasservogellebensräume. *Corax* 14: 329-354
- Utschik, U. (1995): Bestandsentwicklung und Habitatpräferenzen von rastenden oder überwinternden Wasservögeln im Bereich der Innstauflächen Stammham und Simbach-Braunau. *Mitt. Zoologische Gesellschaft Braunau* 6 (3): 221-238.

1.21 Gruppe Rastvögel: Auf Feuchtgrünland rastende Limikolen

Gruppe 1.21 Rastvögel: Auf Feuchtgrünland rastende Limikolen

Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* ID 17, Großer Brachvogel *Numenius arquata* ID 21, Kampfläufer *Philomachus pugnax* ID 25, Kiebitz *Vanellus vanellus* ID 26

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und/oder Herbstzeit in der Regel in Trupps an strukturell geeigneten Plätzen rasten. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Gruppen genutzte traditionelle Rastplätze, die für die Auffrischung der Fettreserven von Bedeutung sind. Diese traditionellen Rastplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können.

Die hier behandelten Arten rasten vorwiegend auf Grünland, jedoch treten Überschneidungen zu den vorwiegend im Uferbereich rastenden Limikolen auf (siehe Formblatt für Alpenstrandläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer, Dunkler Wasserläufer, Flussuferläufer, Grünschenkel, Rotschenkel, Uferschnepfe, Waldwasserläufer und Zwergschnepfe). Insbesondere der Kampfläufer kann auch auf Schlammflächen rasten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Goldregenpfeifer, Kampfläufer, Kiebitz: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet
- Großer Brachvogel: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Goldregenpfeifer: Grünland und Feuchtwiesen mit geringer Vegetationshöhe sowie Äcker in der weitgehend offenen Landschaft (LANUV 2010b)
- Großer Brachvogel: Grünland mit niedriger Vegetation, Feuchtgrünland mit Nasswiesen, Rieselfelder (LANUV 2010b), Schlafplätze auch auf Kiesbänken in Abgrabungen (SUDMANN unpub.).
- Kampfläufer: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden (LANUV 2010b)
- Kiebitz: Grünland und Feuchtwiesen mit geringer Vegetationshöhe sowie Äcker in weitgehend offener Landschaft (LANUV 2010b). Schlafplätze auch auf Kiesbänken in Abgrabungen (SUDMANN unpub.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Schlaf- und Nahrungshabitate können räumlich identisch sein, ansonsten sollen sie in unmittelbarer räumlicher Nähe zueinander liegen (umso näher, desto günstiger).

Sonstige Hinweise

- Die Arten können miteinander vergesellschaftet auftreten.

Maßnahmen

1. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten (O1.1.2) / Wiedervernässung (G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die hier behandelten Arten rasten oft auf feuchten, großflächigen Grünlandstandorten. In der Maßnahme werden geeignete Standorte durch Wiedervernässungen optimiert oder neu geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger mit frei laufenden Hunden etc.) zu achten.
- Der Standort muss von den Grundwasserverhältnissen für eine Wiedervernässung geeignet sein (im Regelfall aktuell entwässerte Grünlandstandorte). Idealerweise ist ein Mikrorelief mit kleinen Kuppen und Senken bereits vorhanden, ansonsten im Rahmen der Maßnahmendurchführung zu schaffen.
- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Entwicklung / Renaturierung von Feuchtgrünland; je nach örtlichen Voraussetzungen z. B. durch Grabenanstau, Rückbau von Drainagen, Anpassung der Pumpleistung in Bergsenkungsgebieten, Tieferlegung von Flächen im Deichvorland, aktive Bewässerung (z.B. über Windradpumpen).
- Eine Anhebung des Grundwasserstandes auf lediglich unter Flur oder kleinflächige Vernässungen ohne weitreichende Überflutung führen in der Regel nicht zu einer Verbesserung der Habitatbedingungen. Erforderlich sind im Regelfall großflächige Bereiche (BELTING & BELTING 1992 S. 51 f.; Dümmer in Niedersachsen, ABU 1992: Soest). Durch ein vorhandenes oder neu zu schaffendes Mikrorelief entsteht dabei ein Muster von flachen Wasserflutungen (vgl. Anlage von Flachgewässern / Blänken) und nicht überschwemmtem, kurzrasigem Grünland (Vegetationshöhe ca. 5 (10) cm) mit lückigen Bereichen, was für die Nahrungsverfügbarkeit günstig ist (AUSDEN et al. 2001, BEHRENS et al. 2007, BELTING & BELTING 1992 S. 24, 28). Kurzrasige Bestände können ggf. durch eine Mahd vor der Rastperiode hergestellt werden.
- Extensive Nutzung des Feuchtgrünlandes als Wiese oder Weide entsprechend den allgemeinen Hinweisen im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANVU 2010a S. 34 f., Pakete 4200 bis 4212 „Nasswiesen, Feuchtheiden und Seggenriede“) sowie im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Auf Altgrasstreifen o. a. Strukturen, die Prädatoren anlocken, ist im Regelfall zu verzichten.
- Bei sehr wüchsigen Flächen mit Ausbildung einer hohen und dichten Vegetation muss ggf. eine Ausmagerungsphase vorgeschaltet werden, um eine niedrige Vegetation zur Rastzeit zu erhalten (BELTING & BELTING 1992 S. 51).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung. Zur Gewährleistung von Kurzrasigkeit auch in der Rastzeit ggf. Durchführung einer Mahd vor der Herbstrast.
- Offenhaltung des Gebietes von Vertikalstrukturen; Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind in der Regel innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam. Das Einstellen des angestrebten Grundwasserstandes kann jedoch auch bis zu 10 Jahren dauern, vorher sind ggf. Nachregulierungen erforderlich. Relevante Teilfunktionen können auch vorher erreicht werden (z. B. Flachwasserbereiche, Kurzrasigkeit).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen in der Regel kurzfristig innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam. Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig empfohlen (z. B. BELTING & BELTING 1992, BECKERS 2002, BORNHOLDT 2000, KOWALLIK et al. 2010, LANUV 2011 S. 96, NLWKN 2011 S. 36, RÜCKRIEM et al. 2009 S. 136, 148). Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor, die Maßnahme erscheint jedoch von der Artökologie her plausibel.
- Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Wiedervernässungen erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind größere Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) (Großer Brachvogel, Kampfläufer)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Flachgewässern / Blänken (G2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für die im Grünland rastenden Limikolen mangelt es oft an geeigneten Flachgewässern, weil keine Senken vorhanden sind oder der Grundwasserspiegel zu niedrig ist. Durch die Anlage von flachen Kleingewässern entstehen attraktive Rasthabitate für die Limikolen, die im Flachwasser oder Uferbereich nach Nahrung suchen oder ruhen. Die Gewässer können grund- oder stauwassergespeist sein.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Der Standort muss von den Grund- oder Stauwasserverhältnissen zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Kandidaten für geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.

- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft.
- Einbettung in großflächige Feuchtgrünlandstandorte (vgl. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Die Flachgewässer sollen durchschnittlich ca. 50 cm tief sein und eine Maximaltiefe von 80 cm nicht überschreiten (ABU 1992 S. 124). Sie können grundwassergespeist (Blänken) oder hoch- bzw. stauwassergespeist sein (Flutmulden, LANUV 2011 S. 96). Die Randbereiche sollen zur Rastzeit breite, flache und schlammige Uferzonen (Stochermöglichkeit) aufweisen und einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Flachgewässer mind. 1500 qm.
- Insbesondere für rastende Kampfläufer ist ein hoher Anteil von schlammigem Ufer relevant.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers. Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Ephemere Wasserstellen sind in der Regel kurzfristig innerhalb von 1 Jahr herstellbar und wirksam (in Anlehnung an die rasche Annahme von Flachwasserbereichen z. B. bei WEGGELER & MÜLLER 1996, Schweiz).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam. Die Maßnahme wird z. B. von LANUV (2011 S. 98) empfohlen, ansonsten im Rahmen der Wiedervernässung genannt (s. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung). Die Annahme von geschaffenen Flachwasserbereichen (an größeren Gewässern) ist z. B. bei WEGGELER & MÜLLER (1996) nachgewiesen (s. Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern). Entsprechend dieser Erfahrungen besteht eine grundsätzliche Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Falls die Maßnahme im Rahmen einer flächigen Wiedervernässung von Feuchtgrünland durchgeführt wird, ist wegen der Komplexität der Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (vgl. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) (Großer Brachvogel) _____
 erforderlich (populationsbezogen) _____
 bei allen Vorkommen
 bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern (G1.1, G2.1, G3.1, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuanlage von Gewässern oder Durchführung von Optimierungsmaßnahmen an bestehenden Gewässern wie Schaffung flacher Ufer (G3.1, G3.3), Schaffung offener Uferbereiche (G2.3, O5.2), Rückbau von Uferbefestigungen (G6.2.1) werden für rastende Limikolen attraktive Habitate geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Neuanlage Gewässer: Der Standort muss von den Grundwasserverhältnissen für eine Gewässeranlage geeignet sein und zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Kandidaten für geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.
- Optimierung vorhandener Gewässer: Gewässer mit Aufwertungspotenzial z. B. bezüglich der Ufersteilheit, der Ufervegetation oder Uferverbauungen (z. B. Rieselfelder, Klärteiche, Abbaugewässer).
- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft.
- Einbettung in großflächig offene, störungsberuhigte Standorte z. B. in Feuchtgrünland oder Auenstandorte

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Neuanlage oder Optimierung von Gewässern mit ausgedehnten Flachwasserzonen. Die flachen Ufer sollen mind. 20 m breit sein und einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Gewässer mind. 1500 qm Flachwasserzone ca. 5-10 cm tief. Insbesondere für rastende Kampfläufer ist ein hoher Anteil von schlammigen Ufern relevant.
 - Bei WEGGELER & MÜLLER (1996 S. 160, Schweiz) zeigte sich, dass Bereiche, die zur Vegetationszeit weniger als 20-30 cm überspült sind, rasch einwachsen, wodurch sich die für Limikolen nutzbare Wasserfläche und die Rastbestände anfänglich verringerten. Die Autoren weisen auf den idealen Limikolenteich nach REHFISCH (1994) hin: Dieser soll, um das Einwachsen zu verlangsamen, einen ca. 20-30 cm hohen, stufigen Rand unmittelbar unterhalb der Hochwasserlinie aufweisen, so dass auch die äußersten Schlickbereiche bei Hochwasser genügend überspült bleiben. Der eigentliche Teich ist als eine sehr flach absinkende Wanne (evtl. mit Inseln) gestaltet und weist an der tiefsten Stelle ein kleines, ständig wassergefülltes Refugium auf, in dem ein Teil der Benthosfauna die Niedrigwasserphase überdauern kann (Profil eines „umgestülpten Sombros“). Das Modell von REHFISCH (1994) wird jedoch von GREEN & HILTON (1998) einer kritischen Analyse unterzogen, dessen Wirksamkeit erst noch empirisch nachgewiesen werden müssen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers. Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.
- In den ersten Jahren kann eine regelmäßige Nachsteuerung des Wasserhaushalts notwendig sein. Wichtig ist, dass der Wasserstand während der gesamten Rastzeit günstige Bedingungen gewährleistet (dies kann auf unterschiedlichen Teilflächen erfolgen), um die Rastvögel in die Lage zu versetzen, die für den Zug erforderlichen Fettreserven aufzufrischen: WEGGLER (1992 S. 189) berichtet vom Klingnauer Stausee (Schweiz), dass die Schlickflächen für die dortigen Rastvögel (u. a. Kiebitz, Kampfläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer) anziehend wirkten. Die günstigen Bedingungen „können sich aber bei steigendem Wasserstand rasch ändern und dann über längere Zeit (max. über 2 Tage) sehr ungünstig sein. Den Limikolen stehen keine Ausweichgebiete in der näheren Umgebung zur Verfügung. Die beiden Kurzstreckenzieher Kiebitz und Bekassine versuchten solche ungünstigen Verhältnisse am Stausee mit einer Ruhephase zu überbrücken (...).“

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässer mit Flachwasserzonen sind kurzfristig herstellbar und im Regelfall unmittelbar nach Anlage wirksam (z. B. WEGGLER & MÜLLER 1996). Für die Etablierung eines neuen Grundwasserstandes nach Wiedervernässung (vgl. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung) kann allerdings auch ein längerer Zeitraum erforderlich sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig empfohlen (z.B. LANUV 2011 S. 101, RÜCKRIEM et al. 2011 S. 136, 145, 148). Die Annahme von geschaffenen Flachwasserbereichen ist z. B. bei WEGGLER & MÜLLER (1996) nachgewiesen.
- Entsprechend dieser Erfahrungen besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Gewässerneuanlagen erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist bei Gewässerneuanlagen im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

~~erforderlich (maßnahmenbezogen) (Großer Brachvogel)~~
~~erforderlich (populationsbezogen)~~
~~bei allen Vorkommen~~
~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~
Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Maßnahmen im Acker (O2.1, nur Kiebitz und Goldregenpfeifer)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Kiebitz und Goldregenpfeifer nutzen regional, v. a. in ackergeprägten Regionen, auch Äcker als Rastflächen (z. B. GILLINGS et al. 2007, HÖTKER 2004). Nach MILDENBERGER (1982) werden auf dem Herbstzug Stoppelfelder und abgeerntete Hackfruchtäcker, auf dem Frühjahrszug Wintergetreidefelder genutzt. Äcker mit ihrer weichen Bodenoberfläche können lokal auch dann relevant werden, wenn das Grünland an der Oberfläche austrocknet (Bodentiere ziehen sich zurück, größere Boden Härte: BECKER 2004 S. 34). Bei Betroffenheit traditioneller Rastplätze auf Acker werden in der Maßnahme für beide Arten optimierte Äcker bereitgestellt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten.
- Vorhandene Ackerstandorte (kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme)
- Im Regelfall Durchführung in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden)
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer).
- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen) innerhalb einer großräumig offenen Landschaft (z. B. Bevorzugung von Feldern > 10 ha für rastende Goldregenpfeifer und Kiebitze in Essex, MASON & MACDONALD 1999 S. 97).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Je größer der Trupp, desto mehr werden Flächen in großräumig offenen Landschaften bevorzugt (MASON & MACDONALD 1999 S. 97 für Goldregenpfeifer und Kiebitz).
- Geeignet sind frisch gepflügte oder geeggte Äcker mit Ernterückständen, geerntete Kartoffel- und Zuckerrübenäcker, gekeimter Raps und Wintergetreide (BECKER 2004, GILLINGS et al. 2007, MASON & MACDONALD 1996 S. 91, RYSLAVY 2009). Die Vegetationshöhe soll zur Rastzeit nicht höher als ca. 10 cm sein (MASON & MACDONALD 1996 S. 96).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Regelmäßige Pflege der Kulturen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- BECKER (2004 S. 32) stellt die Vermutung auf, dass sich das bei der Wintersaat im Herbst ausbildende leichte Wurzelwerk positiv auf die Bodentiere auswirken kann (im Gegensatz zu den Äckern, die erst im nächsten Frühjahr bestellt werden). Außerdem werden diese Felder beim Bestellen fein gepflügt, so dass eine bessere Durchlüftung gewährleistet ist als bei den teilweise noch stärker verdichteten Böden der unbestellten Flächen. Da die Schollen der unbestellten Äcker stärker dem Nachtfrost ausgesetzt sind, wäre eine deutliche Besiedlung durch Bodentiere hier erst später zu erwarten.
- Für die Nahrungssuche kann Wintergetreide besser als Winterraps sein, da bei Raps ein größerer Anteil des Bodens von Blättern bedeckt ist. Rapsäcker und umgepflügte Äcker können aber als Ruheplatz bevorzugt werden. Möglicherweise hängt das damit zusammen, dass diese Kulturen mit einer strukturierteren Oberfläche einen höheren Schutz vor Wind oder Prädatoren bieten (BECKER 2004 S. 32 f.).

- In einer Auswertung von HÖTKER et al. (2009 S. 115) bezüglich der Präferenzen gegenüber Mais zeigten sich beim Goldregenpfeifer (2 Studien ausgewertet) im Verhältnis zu Wintergetreide, Raps und übrigen Feldfrüchten keine Tendenz, im Verhältnis zu Brache und Grünland zeigte sich eine Bevorzugung. Beim Kiebitz (4 untersuchte Studien) zeigte sich gegenüber Wintergetreide und übrigen Feldfrüchten eine Meidung von Mais, gegenüber Raps und Bracheflächen eine Bevorzugung. Mais ist aus anderen naturschutzfachlichen Gründen im Regelfall für die Maßnahme nicht geeignet.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist nach Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Rastsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Aus der Literatur sind keine Hinweise auf spezifische Maßnahmen für Goldregenpfeifer und Kiebitz auf Äckern bekannt. Die vorgeschlagenen Maßnahmen richten sich nach den Habitatansprüchen. Sie sind plausibel, so dass eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme besteht.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für rastende Brachvögel, Goldregenpfeifer, Kampfläufer und Kiebitze besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen.

Quellen:

Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. (1992): Bedeutung von Feuchtwiesen als Rastgebiet für Watvögel. Vogelwelt 113: 122-133.

Ausden, M.; Sutherland, W. & R. James (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. In: J. Appl. Ecol. 38: 320-338.

Becker, P. (2004): Heimzug und Wahl der Rasthabitate in Abhängigkeit von Witterung und Nahrungsangebot bei Kiebitz *Vanellus vanellus* und Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* auf der Korbacher Hochfläche (Hessen). Vogelkundliche Hefte Edertal 30: 7-38.

Beckers, B. (2002): Die Disselmersch. ABU Info 25/26 (2001/2002): 12-21.

Behrens, M.; Artmeyer, C. & V. Stelzig (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland. - Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (11): 346-352.

Belting H. & S. Belting (1992): Rastvögel im Dümmer-Gebiet. Auswirkungen der Grünland-Extensivierung und der Habitatstruktur sowie der Einfluss von Störungen auf die Rastvögelbestände im Grünland des Dümmer-Gebiete. Lehrgebiet Ökologie, Zool. Inst., TU Braunschweig, 56 Seiten.

Bornholdt, G. (2000): Kampfläufer – *Philomachus pugnax* (Linné 1758). In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung

Gillings, S.; Fuller, R. J.; Sutherland, W. J. (2007): Winter field use and habitat selection by Eurasian Golden Plovers *Pluvialis apricaria* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* on arable farmland. Ibis 149: 509-520.

Green & Hilton (1998): Management procedures required to increase chironomid availability to waders feeding on artificial lagoons remain unclear. Journal of Applied Ecology 35 (1): 9-12.

- Hötker, H. 2004: Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* in Deutschland im Oktober 2003. *Vogelwelt* 125: 83 – 87.
- Hötker, H.; Bernady, P.; Cimiotti, D.; Dziewiaty, K.; Joest, R.; Rasran, L. (2009): Maisanbau für Biogasanlagen – CO₂-Bilanz und Wirkung auf die Vogelwelt. *Berichte zum Vogelschutz* 146: 107-125.
- Kowallik C., Kruckenberg, H., Koffijberg, K., Kölzsch, A. & J. Borbach-Jaene (2010): Zeitliches und räumliches Auftreten rastender Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* im Ems-Dollart-Raum (Landkreis Leer, westliches Niedersachsen). In: *Die Vogelwelt* 131, Heft 3: 195-206.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010a): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.
- Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010b): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Wintergäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. <http://www.naturschutzfachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads>, Abruf 10.10.2011
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) (2011): Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401-. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV). http://www.lanuv.nrw.de/natur/schutzgeb/vogelschutzgebiete/mako/MAKO_VSG_Unterer_Niederrhein_Endfassung.pdf, Abruf 29.6.2011.
- Mason, C. F.; Macdonald S. M. (1999): Habitat use by Lapwings and Golden Plovers in a largely arable landscape. *Bird Study* 46(1). 89-99.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes* Heft 16-18. Düsseldorf.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 2011): Lebensraumsprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen. Teil 2: Gastvögel. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 1 / 2011: 48 S.
- Rehfish, M. M. (1994): Man-made lagoons and how their attractiveness to waders might be increased by manipulating the biomass of an insect benthos. *Journal of Applied Ecology* 31 (2): 383-401.
- Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. *Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland* (Hrsg.), Vreden.
- Ryslavy T. (2009): Rastbestand, Verbreitung und Habitatnutzung von Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) und Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Oktober 2008 in Brandenburg. In: *Otis* 17 (2009): 85-96.
- Wegglar, M. (1992): Nahrungssuchverhalten von vier Limikolenarten: Fortbewegungsmuster, Sucherfolg und Raumnutzung. *Ornithologischer Beobachter* 89: 177-190.
- Wegglar, M.; Müller, W. (1996): Pflegemaßnahmen gegen die Verlandung von Flachwasserzonen im Neeracher Ried: Erfolgskontrolle anhand der bestandsentwicklung rastender Limikolen. *Der Ornithologische Beobachter* 93(2). 153-161

1.22 Gruppe Rastvögel: Im Uferbereich rastende Limikolen

Gruppe 1.22 Rastvögel: Im Uferbereich rastende Limikolen

Alpenstrandläufer *Calidris alpina* ID 1, Bekassine *Gallinago gallinago* ID 4, Bruchwasserläufer *Tringa glareola* ID 7, Dunkler Wasserläufer *Tringa erythropus* ID 8, Flussuferläufer *Actitis hypoleucos* ID14, Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* ID 17, Grünschenkel *Tringa nebularia* ID 22, Rotschenkel *Tringa totanus* ID 44, Uferschnepfe *Riparia riparia* ID 61, Waldwasserläufer *Tringa ochropus* ID70, Zwergschnepfe *Lymnocyptes minimus* ID 79

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: siehe die separate artbezogene Darstellung der in NRW auch als Brutvogel vorkommenden Arten.

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und/oder Herbstzeit in der Regel in Trupps an geeigneten Plätzen, i. d. R. auf Schlammflächen und in Flachwasserbereichen an Gewässerufem sowie auf gewässernahen überschwemmten Grünlandflächen, rasten. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen (die z. B. auch in zeitweise überschwemmten Ackerflächen liegen können) gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rastplätze. Diese traditionellen Rastplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen innerhalb der Ruhestätte aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den essenziellen regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Rast und die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann.

Die hier behandelten Arten rasten vorwiegend im Uferbereich, jedoch treten Überschneidungen zu den vorwiegend auf Feuchtgrünland rastenden Limikolen auf (siehe Formblatt für Großen Brachvogel, Goldregenpfeifer, Kampfläufer, Kiebitz). Insbesondere der Kampfläufer kann auch auf Feuchtgrünland rasten.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV 2010\)](#)

- ~~Alpenstrandläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer, Dunkler Wasserläufer, Flussuferläufer, Grünschenkel, Rotschenkel, Uferschnepfe, Waldwasserläufer. Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet.~~
- Zwergschnepfe: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Alpenstrandläufer (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden (z.B. Altarme, Absetzbecken, Rieselfelder).
- Bekassine: Wichtig ist neben guter Erreichbarkeit von Nahrung im Flachwasser von 0-10 cm Tiefe mit stocherfähigem Boden eine ausreichende Deckung (infolge der durch das Sondieren herabgesetzten Alarmbereitschaft möglicherweise ausgeprägter als bei anderen Limikolen), so dass in der Regel nur von Flachwasser durchsetzte oder unmittelbar ans Wasser grenzende, nicht zu dicht geschlossene und nicht zu hohe Pflanzenbestände von Bekassinentrupps aufgesucht werden. Bevorzugte Rastplätze sind daher neben Annuellenfluren von Uferstreifen auch Großseggenbestände, die Randzonen geschlossener Röhrichte, Feuchtwiesen (in Mitteleuropa vor allem auf dem Frühjahrszug in überschwemmten Flussniederungen), deren Vegetationsdecke durch kleine Gräben, Schlammrinnen usw. unterbrochen ist, Rieselfelder, frisch abgelassene Fischteiche, künstliche Schlammrinnen, vorübergehend auch trockene oder vernässte Ackererde u.a. mehr. Auf dem Zug werden nicht selten auch Entwässerungsgräben, Wasserlöcher, kleine Pfützen und Vernässungsflächen aller Art inmitten großer, völlig ungeeigneter Kulturlächen gezielt genutzt. Im Winter in Mitteleuropa häufig an kleinen Fließgewässern, Quellsümpfen oder Abzugs- oder Abwassergräben (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985: S. 59f). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.

- Bruchwasserläufer: Auf dem Zug sehr vielseitig, breiter eingemischt als alle anderen Tringa- Arten; bevorzugt vor allem nahrungsreiche Flachwasserzonen sowohl auf Schlammflächen als auch auf locker bewachsenen Flachufern, aber auch überschwemmten Wiesen und Auwäldern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985: S. 526 f). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.
- Dunkler Wasserläufer: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden (LANUV 2010). Nahrungserwerb bevorzugt im Flachwasser mit 6-7 cm Tiefe (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 369).
- Flussuferläufer: Zur Zugzeit an Ufern von Binnengewässern aller Art, regelmäßig auch an schmalen Kies- und Schlammufern, die von höherer Vegetation überdeckt sein können, auch an natürlichen und künstlichen Steilufern sowie Uferverbauungen, selbst auf stark geneigten Betonufern an der Wasserkante nahrungssuchend. Kurzfristig auch an kleinsten Tümpeln und Pfützen, Abzugsgräben usw. Im Gegensatz zu Wasserläufern aber nicht so regelmäßig an großen offenen Schlammflächen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S.: 575). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Fließgewässer, Flussniederungen und Seen mit naturnahen Uferbereichen (sandigen, kiesigen Stellen).
- Grünschenkel: Rastvögel sind an Flachufern stehender Gewässer und temporärer Wasserflächen anzutreffen, vor allem auf Schlammhängen, aber auch gelegentlich an Kiesufern und auf Flusskiesbänken oder überfluteten Wiesen. Die Nahrungshabitate sind sehr vielseitig; vegetationsreiche Uferabschnitte (z. B. kleine Schlammhängen im Röhricht) werden nackten Sandhängen in der Regel aber vorgezogen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S.: 464). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.
- Rotschenkel (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.
- Uferschnepfe (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden. Die Seichtwasserzonen an Flachgewässern in offenen Räumen dienen insbesondere als Ruhe- und Schlafplatz (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S.201).
- Waldwasserläufer: Außerhalb der Brutzeit sind Waldwasserläufer an den verschiedensten Wasseransammlungen, mitunter auch an Kleinstgewässern anzutreffen (z. B. Viehtränken, Torfstichen, Wasserlöchern, Regenpfützen, Be- und Entwässerungsgräben, versumpften Bodenvertiefungen, Restseen in Kies- und Sandgruben). Offene Schlamm- oder Sandflächen werden in der Regel gemieden oder höchstens zur Nahrungsaufnahme aufgesucht; für die übrige Zeit weichen die Vögel an baum- oder buschbestandene Gewässer aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S.501). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Fließgewässer, Seen, Kläranlagen, Bergsenkungsgebiete mit Flachwasserzonen und Schlammflächen.
- Zwergschnepfe: Rastplätze auf dem Durchzug oder bei Winterausharrern in Mitteleuropa sind an moorige, feuchte bis nasse Wiesenflächen, Flachmoore, Verlandungszonen, Rieselfelder mit Deckung, junge Ruderalflächen mit wasserstauer Oberfläche, bewachsene Schlick- und Schwemmflächen, seltener auch Bach- oder Flussufer sowie Acker- oder Geröllflächen oder grasige Wege als Ausweichbiotope bei geringem Rastplatzangebot bzw. bei Störungen. Der Pflanzenwuchs soll ausreichend Deckung bieten, darf aber nicht zu hoch und zu dicht stehen. Bevorzugt werden z.B. durch Weidevieh zertretene Sumpfschilfbestände, Randzonen von höheren Carex-, Typha- oder Phragmites-Beständen, vor allem wenn schlammiger Boden zutage tritt. Innerhalb der potenziellen Rastplätze nehmen die von Winterausharrern bevorzugten Stellen fast als Regel nur eine sehr kleine Fläche (manchmal nur wenige qm) ein. Falls die Färbung des Untergrundes mit der Gefiederfarbe übereinstimmt und bestimmte Einzelstrukturen (Trittsiegel von Weidevieh, Fahrspuren landwirtschaftlicher Fahrzeuge, kleine Trampelpfade in höherer Vegetation) sowie andere Unebenheiten vorhanden sind, in denen sich Wasser sammelt oder die zusammenhängende Vegetationsdecke eine Lücke aufweist, begnügt sich die Zwergschnepfe mit Kleinst-Lebensräumen. Bei Verlust optimaler Biotope als Folge der Winterwitterung wechseln Zwergschnepfen an Uferänder offener Flüsse und Bäche, auch von Abwasserteichen und -gräben selbst in oder an Ortschaften und Gehölzen. Unter solchen Bedingungen findet u.a. häufiger Wechsel zwischen Ruhe- und Nahrungsplatz statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S.: 19). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Nasswiesen, Moore, Verlandungszonen von Feuchtgebieten und Rieselfelder mit geringer Vegetationshöhe.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Schlaf- und Nahrungshabitate können räumlich identisch sein, ansonsten sollen sie in unmittelbarer räumlicher Nähe zueinander liegen (umso näher, desto günstiger).

Sonstige Hinweise

- Die Arten können miteinander vergesellschaftet auftreten.

Maßnahmen

1. Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer (G2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Anlage von flachen Kleingewässern mit breiten, schlammigen Uferzonen entstehen attraktive Rasthabitate für rastende Limikolen, die dort nach Nahrung suchen oder ruhen. Die Gewässer können grund- oder stauwassergespeist sein.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Der Standort muss von den Grund- oder Stauwasserverhältnissen zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.
- Maßnahmenstandorte mind. 200 m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft. (Flussufer-, Waldwasser-, Bruchwasserläufer und Zwergschnepfe nehmen auch Kleingewässer mit entsprechenden Uferstrukturen in Auwäldern an.)
- Einbettung in großflächig offene, störungsberuhigte Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Die Flachgewässer sollen durchschnittlich ca. 50 cm tief sein und eine Maximaltiefe von 80 cm nicht überschreiten (ABU 1992 S.:124). Sie können grundwassergespeist (Blänken) oder hoch- bzw. stauwassergespeist sein (Flutmulden, LANUV 2011 S. 96). Die Randbereiche sollen zur Rastzeit breite, flache und schlammige Uferzonen (Stochermöglichkeit) aufweisen und einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Flachgewässer mind. 1500 qm.
- Kombination von flach überstauten Bereichen und Flachgewässern
 - ABU (1992, S.124) fand in den Ahsewiesen (Kreis Soest), dass mit zunehmendem Anteil der flach überstauten (Grünland-) Flächen sich die Ansammlungen rastender Limikolen in diese Bereiche verlagerte, bis der Wasserstand im Laufe des Frühjahrs dort so stark gesunken war, dass diese unattraktiv wurden. Dann wurden wieder vermehrt die tieferen und länger wasserführenden Blänken angenommen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers (bei Beweidung entstehen durch Trittwirkung offene Bodenstellen, die für bevorzugt auf Schlammböden rastende Limikolen vorteilhaft sind, WEGGLER & MÜLLER 1996 S.159). Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Ephemere Wasserstellen sind in der Regel kurzfristig innerhalb von 1 Jahr herstellbar und wirksam. Eine rasche Annahme von Flachwasserbereichen ist z. B. bei ABU (1992) (Kreis Soest) und bei WEGGELER & MÜLLER (1996 S. 158) (Schweiz) dokumentiert.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Die Maßnahme wird z. B. von LANUV (2011 S. 98) empfohlen, ansonsten im Rahmen der Wiedervernässung genannt. Die Annahme von geschaffenen Flachwasserbereichen durch die rastenden Zielarten ist z. B. bei ABU (1992), KLOSE (2002), RAMM et al. (2003), SCHMIDT (2002) und WEGGELER & MÜLLER (1996) nachgewiesen.
- Falls die Maßnahme im Rahmen einer flächigen Wiedervernässung von Feuchtgrünland durchgeführt wird, ist wegen der Komplexität der Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (vgl. Maßnahme: Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern (G1.1, G3.1, G3.3, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuanlage von Gewässern oder Durchführung von Optimierungsmaßnahmen an bestehenden Gewässern wie Schaffung flacher Ufer, Schaffung offener Uferbereiche, Rückbau von Uferbefestigungen werden für rastende Limikolen attraktive Habitate geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Der Standort muss von den Grund- oder Stauwasserverhältnissen zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.
- Optimierung vorhandener Gewässer: Gewässer mit Aufwertungspotenzial z. B. bezüglich der Ufersteilheit, der Ufervegetation oder Uferverbauungen (z. B. Rieselfelder, Klärteiche, Abbaugewässer).
- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen).

- Einbettung in großflächig offene, störungsberuhigte Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Neuanlage oder Optimierung von Gewässern mit ausgedehnten Flachwasser- und Schlammuferzonen (Stochermöglichkeit). Die flachen Ufer sollen einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Gewässer mind. 1500 qm Flachwasserzone.
 - Bei WEGGLER & MÜLLER (1996 S.160, Schweiz) zeigte sich, dass Bereiche, die zur Vegetationszeit weniger als 20-30 cm überspült sind, rasch einwachsen, wodurch sich die für Limikolen nutzbare Wasserfläche und die Rastbestände anfänglich verringerten. Die Autoren weisen auf den idealen Limikolenteich nach REHFISCH (1994) hin: Dieser soll, um das Einwachsen zu verlangsamen, einen ca. 20-30 cm hohen, stufigen Rand unmittelbar unterhalb der Hochwasserlinie aufweisen, so dass auch die äußersten Schlickbereiche bei Hochwasser genügend überspült bleiben. Der eigentliche Teich ist als eine sehr flach absinkende Wanne (evtl. mit Inseln) gestaltet und weist an der tiefsten Stelle ein kleines, ständig wassergefülltes Refugium auf, in dem ein Teil der Benthosfauna die Niedrigwasserphase überdauern kann (Profil eines „umgestülpten Sombreros“). Das Modell von REHFISCH (1994) wird jedoch von GREEN & HILTON (1998) einer kritischen Analyse unterzogen, dessen Wirksamkeit erst noch empirisch nachgewiesen werden müsse.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers (bei Beweidung entstehen durch Trittwirkung offene Bodenstellen, die für bevorzugt auf Schlammböden rastende Limikolen vorteilhaft sind, WEGGLER & MÜLLER 1996 S.159).
- Uferzone periodisch und abschnittsweise wieder in einen vegetationsfreien bzw. -armen Pionierzustand zurückversetzen; lückigen Vegetationsbewuchs der Parzellen anstreben (SCHLEGEL & WEBER 2005, S.: 66). Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.
- In den ersten Jahren kann eine regelmäßige Nachsteuerung des Wasserhaushalts notwendig sein. Wichtig ist, dass der Wasserstand während der gesamten Rastzeit günstige Bedingungen gewährleistet (dies kann auf unterschiedlichen Teilflächen erfolgen), um die Rastvögel in die Lage zu versetzen, die für den Zug erforderlichen Fettreserven aufzufrischen.
 - WEGGLER (1992 S. 189) berichtet vom Klingnauer Stausee (Schweiz), dass die Schlickflächen für die dortigen Rastvögel (u. a. Kiebitz, Kampfläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer) anziehend wirkten. Die günstigen Bedingungen „können sich aber bei steigendem Wasserstand rasch ändern und dann über längere Zeit (max. über 2 Tage) sehr ungünstig sein. Den Limikolen stehen keine Ausweichgebiete in der näheren Umgebung zur Verfügung. Die beiden Kurzstreckenzieher Kiebitz und Bekassine versuchten solche ungünstigen Verhältnisse am Stausee mit einer Ruhephase zu überbrücken (...)“

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässer mit Flachwasserzonen sind kurzfristig herstellbar und im Regelfall unmittelbar nach Anlage wirksam (z. B. WEGGLER & MÜLLER 1996). Für die Etablierung eines neuen Grundwasserstandes nach Wiedervernässung (vgl. Maßnahme: Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer) kann allerdings auch ein längerer Zeitraum erforderlich sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar.
- Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig empfohlen (z.B. LANUV 2011 S.: 101, RÜCKRIEM et al. 2009 S.136, 145, 148). Die Annahme von geschaffenen Flachgewässern ist z. B. bei BECKERS (2002), JOREK (1976), SCHÄFER (2010), SCHLEGEL & WEBER (2005), THIES (1992) und WEGGLER & MÜLLER (1996) nachgewiesen.

- Gewässerneuanlagen erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist bei Gewässerneuanlagen im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für rastende Limikolen besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen.

Quellen:

Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. (1992): Bedeutung von Feuchtwiesen als Rastgebiet für Watvögel. Vogelwelt 113: 122-133.

Beckers, B. (2002): Die Disselmersch. ABU Info 25/26 (2001/2002): 12-21.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 7. Charadriiformes (2. Teil): Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 893 S.

Green & Hilton (1998): Management procedures required to increase chironomid availability to waders feeding on artificial lagoons remain unclear. Journal of Applied Ecology 35 (1): 9-12.

Jorek, N. (1976): Managementziele und -methoden für einen Flachwasserbiotop. Natur und Landschaft 51(11). 316-321.

Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38.

Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Wintergäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads>, Abruf 10.10.2011

Ramm, G.; Wosegien, A. (2003): Aschhorner Moor und Königsmoor – Renatürte Hochmoorflächen als Lebensraum für Vögel. Der Falke 50 (12): 378-382.

Rehfisch, M. M. (1994): Man-made lagoons and how their attractiveness to waders might be increased by manipulating the biomass of an insect benthos. Journal of Applied Ecology 31 (2): 383-401.

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Schäfer, S. (2010): Die Vogelwelt des NSG Tongruben nach den Wiedervernässungsmaßnahmen des Fördervereins. Eine Zwischenbilanz 2010. Collurio 28: 24-34.

Schlegel, J.; Weber, J. (2005): Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Schlussbericht Untersuchungszeitraum 1994 – 2004. Verein Pro Riet Rheintal, www.pro-riet.ch, Abruf 28.10.2011.

Schmidt, E. (2002): Die Entwicklung der Vogelwelt eines aufgelassenen Polderteils bei Langen Jarchow (Ldkrs. PCH und NWM). Nat.schutzarb. Mecklenbg.-Vorpomm. 45,1: 35-41.

Thies, H. (1992): Die Klärteiche im Kreis Segeberg - neue Wasservogellebensräume. Corax 14: 329-354.

Wegglar, M. (1992): Nahrungssuchverhalten von vier Limikolenarten: Fortbewegungsmuster, Sucherfolg und Raumnutzung. Ornithologischer Beobachter 89: 177-190.

Wegglar, M.; Müller, W. (1996): Pflegemaßnahmen gegen die Verlandung von Flachwasserzonen im Neeracher Ried: Erfolgskontrolle anhand der Bestandsentwicklung rastender Limikolen. Der Ornithologische Beobachter 93(2). 153-161

1.23 Habicht (*Accipiter gentilis*)

Habicht *Accipiter gentilis* ID 23

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Habichte bauen ihre Nester (Horste) selbst, können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Sie verfügen bei hoher Reviertreue in der Regel über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden (BAUER et al. 2005, S. 328, FISCHER 1980, S. 53, 66). Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölz) im Umkreis von bis zu 100 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Habicht aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Habichte nächtigen / ruhen im Horst und in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitat: Idealerweise größere Gehölze, seltener Feldgehölze. Dringt teilweise auch in Städte vor (z.B. WÜRFELS 1994). Neststand in Kronen oder auf starken Ästen hoher Waldbäume (Nadel- und Laubbäume) in meist > 10 m Höhe (BAUER et al. 2005, S. 328, FISCHER 1980, S. 65).
- Nahrungshabitat: Reich strukturierte Landschaft mit hohem Vogelvorkommen und genügend Deckung, die der Habicht als „Überraschungsjäger“ bei der Nahrungssuche nutzen kann (Waldränder, Wälder mit Lichtungen, Parklandschaften mit Feldgehölzen, Baumreihen, Hecken usw.). Wichtige Nahrungstiere sind Vögel bis Hühnergröße und Säuger bis Hasengröße (BAUER et al. 2005 S. 328), wobei Habichte insgesamt flexibel und opportunistisch das jeweilige Beuteangebot nutzen können (KOSTRZEWA 2008).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Habicht potenzielle Horstbäume gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänge etc.) zu achten.
- Maßnahmenfläche mit hohem Laub- oder Nadelholz, starkes Baumholz, starke Äste in > 10 m Höhe zur Horstanlage vorhanden.
- Im Aktionsraum des betroffenen Paares; möglichst nahe zum betroffenen Horst.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Habichte verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte mit anderen Arten beachten: Habicht als Prädator anderer Greifvogelarten; Habichte werden von Kolkraben (DREIFKE & ELLENBERG 1991) oder Uhus (KRÜGER 2009) verdrängt.
- Ggf. Konflikte durch menschliche Verfolgung beachten (z. B. HEGEMANN & KNÜWER 2005, HIRSCHFELD 2011).
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig resp. kontinuierlich bereit. Habichte können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Habichte große Aktionsräume haben und die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Jagd, BAUER et al. 2005 S. 327) abhängt. Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Habichts, so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von BAUER et al. (2005 S. 327) und LWF (2009, S. 18) empfohlen werden.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (O2, O3.1.2, O3.1, W4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Habicht erbeutet seine Nahrungstiere aus einem schnellen und wendigen Jagdflug unter Ausnutzung von Deckung. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitate für den Habicht, indem für seine Nahrungstiere günstige Strukturen (z. B. Hecken, Waldrandgestaltung) geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Habichts ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 500 m) im Aktionsraum empfohlen, je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr.

- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Habicht relevanten Nahrungstieren:
- Anlage und Pflege von Hecken (O3.1.2): Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Habichts durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigten Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).
- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen (O3.1): Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern (W4.1). Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumarten im Ausgangsbestand, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubbölgern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst“. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhäufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August, Abtransport des Mahdgutes. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.
- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Hecken, Baumreihen, Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZEIDLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahmen sind kurzfristig wirksam. Wissenschaftliche Nachweise zur Wirksamkeit liegen bezogen auf den Habicht nicht vor, die Maßnahmen sind jedoch von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Maßnahmen zu den Brutplätzen beinhalten im Regelfall keine aktive Komponente, so dass ihre Zulässigkeit im Einzelfall zu klären ist. Bezüglich der Nahrungshabitate sind im Aktionsraum des Habichts Maßnahmen zur Strukturierung durchführbar, die sich günstig auf die Nahrungstiere des Habichts und somit auch auf den Habicht selbst auswirken.

Angaben zur Priorisierung

- Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen: Nutzungsverzicht gegenüber Erhöhung des Erntealters ist zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF: Erhaltungsmaßnahmen für walddrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). <http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-walddrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf>, Abruf April 2011

Dreifke, R.; Ellenberg, H. (1991): Der Kolkrabe als „Schutzschild“ vor dem Habicht. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 2: 299-312.

Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.

Fischer, W. (1980): Die Habichte Accipiter. Die Neue Brehm-Bücherei Band 158. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 188 S.

Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.

Gruttke, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 367-376.

Hegemann, A.; Knüwer, H. (2005): Illegale Greifvogelverfolgung – Ausmaße und Gegenmaßnahmen am Beispiel Nordrhein-Westfalens. Berichte zum Vogelschutz 42: 87-95.

Hirschfeld, A. (2011): Illegale Greifvogelverfolgung in Nordrhein-Westfalen: Bericht für das Jahr 2010. Charadrius 47 (2): 79-86.

Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 386-394.

Kostrzewa, A. (2008): Nahrungswahl von Mäusebussard *Buteo buteo* und Habicht *Accipiter gentilis* - eine Metaanalyse rheinischer und europäischer Daten der letzten hundert Jahre. Charadrius 44 (1): 1-18.

Krüger, O. (2009): Common Buzzard, Goshawk, Eagle Owl: a natural experiment in Eastern Westphalia - Mäusebussard, Habicht, Uhu: ein natürliches Experiment in Ostwestfalen. In: M. Stubbe & A. Stubbe (Hrsg.): Populationsökologie Greifvögel und Eulenarten 6: 303-312.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B.; Blum, H. (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. Ornithologischer Beobachter 83: 7-34.

Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. Berichte ANL 16: 123-160.

Würfels, M. (1994): Entwicklung einer städtischen Population des Habichts (*Accipiter gentilis*) und die Rolle der Elster (*Pica pica*) im Nahrungsspektrum des Habichts – Ergebnisse vierjähriger Beobachtungen im Stadtgebiet von Köln. Charadrius 30: 82-93.

1.24 Haubenlerche (*Galerida cristata*)

Haubenlerche *Galerida cristata* ID 116

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Haubenlerchen sind überwiegend Standvögel. Die Art brütet in Bodennestern in offenen trockenwarmen Flächen, meist durch Pflanzen oder Erhöhungen geschützt. Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Im Sommer nächtigen Haubenlerchen überwiegend ungeschützt auf freien Bodenflächen in Bodenmulden; im Herbst und Winter oft an geschützten Stellen auf dem Boden, wie z.B. an Steinen oder Hauswänden, unter Fahrradständern / Balkons sowie auf Flachdächern. Oft wird in oder bei den Nistrevieren überwintert. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Haubenlerchen brüten bevorzugt auf lehmigen Sandböden, welche durch lückige Vegetation und freie Bodenstellen geprägt sind, aber auch in strukturiertem Gelände (BAUER et al. 2005: 134/135, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 169). Teilweise nistet die Art auch an Böschungen, auf Flachdächern, in Gesteinshaufen, dicht an Straßen oder im Randbereich von Siedlungen (BAUER et al. 2005: 134/135, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 169). Reine Sand-, schwere Lehm-, Ton- und extreme Salz- und Sodaböden werden überwiegend oder ganz gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 169).
- In Siedlungsnähe besiedelt diese Art spärlich bewachsene Ruderal- und Trockenrasenflächen, Brachäcker, frühe Stadien der Vegetationsentwicklung auf Bauland, Industrie- und Verkehrsanlagen, Schulhöfe, Park- und Sportplätze sowie Reit- oder Fahrbahnen, seltener auf sandigen Äckern oder Brandheiden (BAUER et al. 2005: 134, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 169).
- Die Nahrungssuche nach Insekten und Samen findet am Boden statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 175).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Revier weist eine Größe von 0,9-2 ha auf (BAUER et al. 2005:133).
- Die Nahrungshabitate liegen bis zu 600 m vom Nest entfernt (BAUER et al. 2005: 133).

Maßnahmen

1. Entwicklung von jungen Brachen (O4.1.3) / Anlage von vegetationsarmen Flächen / Strukturen (O4.4) / Steuerung der Sukzession (in Abbaugeländen und Industriebrachen) (O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

(Wieder)herstellung eines jungen Sukzessionsstadiums auf Offenlandflächen. In Sekundärhabitaten wie Siedlungsgebieten, Industriebrachen, Kiesgruben und Nahbereichen von Bahnhöfen wird nach Beendigung der Nutzung der Sukzession entgegen gewirkt, indem der Offenlandcharakter der Flächen aufrechterhalten wird. Auf Teilflächen sind hierzu offene, sandige Bodenstellen herzustellen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens).
- Auf Brachen, Ödland, Ruderal- und trockenen Rasenflächen in z.B. Industrieanlagen, Park- und Sportplätzen, Bauland, alten Bahnhofsgeländen etc. (BAUER et al. 2005:134, NLWKN 2014:4, HÖLZINGER 199: 26).
- Die Bodenverhältnisse sollten möglichst nährstoffarm sein, um eine schnelle Sukzession des Standortes zu vermeiden, bzw. eine möglichst geringe Belastung mit Dünger und Bioziden aufzuweisen. In Frage kommen ggf. auch versiegelte Flächen, die sich für einen Rückbau eignen (BAUER et al. 2005: 134, HÖLZINGER 1999: 26, NLWKN 2011: 4).
- In der Nähe zu vorhandenen Haubenlerchenvorkommen (aufgrund geringer Migrationsneigung; die Verinselung der Populationen wird als Aussterbegrund der isolierten Populationen aufgeführt, vgl. FRANK & WICHMANN 2003: 17). Konkrete Abstandswerte lassen sich der Literatur nicht entnehmen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Schaffung übersichtlicher, nur spärlich bewachsener Flächen (sandiger Rohboden) und einer lückigen, überwiegend kurzrasigen Vegetation (FRANK & WICHMANN 2003: 18) durch Entfernung von Gehölzen, Zurückdrängen einer hohen und dichten Krautschicht, Abschieben des Oberbodens o. a. Der Deckungsgrad der Vegetation sollte <60% sein (ebd. 10, <50% GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 169).
- Auf die Bepflanzung des Maßnahmenstandortes ist gänzlich zu verzichten (FRANK & WICHMANN 2003: 18).
- Auf rückgebauten versiegelten Flächen mit einer alternativen Oberbodenbefestigung z.B. durch Schotter Entwicklung einer Brache (BAUER et al. 2005: 134, HÖLZINGER 1999: 26, NKLWN 2011:4).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung der Brachflächen durch Entbuschung und eventuell winterliche Befahrung mit Planiertrauben (SCHLÜPMANN 1984, 1995, THIELCKE 1987, MÜNCH 2005, SCHLÜPMANN et al. 2011 in Bezug auf Amphibien mit vergleichbaren Habitatanforderungen), um den Pioniercharakter beizubehalten.
- Ggf. Bodenabtrag, Mahd, Entbuschung und / oder Beweidung im Turnus von 2–3 Jahren. Bei großflächigen Offenlandhabitaten empfehlen BUNZEL–DRÜKE et al. (2008, zitiert in KORDGES & WILLIGALLA 2011) eine extensive Ganzjahresbeweidung als kostengünstige Alternative: Beweidung mit Rindern oder Schafen (1–2 GVE/ha) (ZAHN & NIEDERMEIER 2004, ZAHN 2006).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Entwicklung von jungen Sukzessionsstadien kann im Konflikt mit dem Schutz von Arten stehen, welche an ältere Sukzessionsstadien gebunden sind.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Brachlegung und Entwicklung eines jungen Entwicklungsstadiums ist kurzfristig (innerhalb 1–3 Vegetationsperioden) durchführbar und wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in BAUER et al. (2005: 134), FRANK & WICHMANN (2003: 17f.), HÖLZINGER (1999: 26), LFU (o.J.), (NLWKN 2011: 4) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme. FRANK & WICHMANN (2003:7f.) konnten bei der Bestandserhebung der Haubenlerche in Wien eine signifikante Nutzung von gehölzfreien Brachflächen mit sandigem Rohboden durch die Art feststellen.
- Da konkrete Wirksamkeitsbelege aus Rheinland-Pfalz zu Maßnahmen für die sehr seltene Art (20-40 BP nach RL RLP; SIMON et al. 2014) fehlen und die Angaben aus Österreich nicht uneingeschränkt auf die Verhältnisse in Rheinland-Pfalz übertragbar sind, wird die Wirksamkeit daher als mittel eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet.

2. Begrünung von Flachdächern (RLP2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch eine lockere Begrünung von Flachdächern werden für siedlungsgebundene Vorkommen Bruthabitate in Siedlungs- und Industriegebieten geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- In der Nähe zu Haubenlerchenvorkommen (geringe Migrationsneigung, Verinselung der Populationen wird als Aussterbegrund der isolierten Populationen aufgeführt, FRANK & WICHMANN 2003: 17) sowie in der Nähe (max. 600m entfernt) von Nahrungshabitaten (Brachflächen, Ödland an Schulhöfen, Gewerbegebäuden, Park- und Sportplätzen oder Industrieanlagen).

- Kein Zugang für Menschen und Haustiere

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Größe der Dachfläche mind. 400 m² (in Anlehnung an RÖLLER 2016)
- Die Flachdächer sind mit Schotter zu decken (z.B. Industriehallen in potenziellen Vorkommensgebieten, FRANK & WICHMANN 2003: 18)
- Herstellung einer spärlich bewachsenen Fläche durch Begrünung der Dächer mit Magerrasen (HÖLZINGER 1999: 26, NLWKN 2011: 4), z. B. mit Sedum- und Festuca-Arten (RÖLLER 2016). Keine Bildung einer geschlossenen Vegetationsdecke (<60% Deckungsgrad nach FRANK & WICHMANN 2003: 10, <50% Deckungsgrad nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 169).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Verhinderung einer geschlossenen Vegetationsdecke durch Mahd.
- Im Falle der Bildung einer geschlossenen Vegetationsdecke Vegetationsbeseitigung / Störung der Bodenoberfläche auf Teilflächen in regelmäßigen Abständen durch Abschieben

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Schotterfläche mit lückiger Vegetation ist kurzfristig (1-3 Jahre) durchführbar und wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird von FRANK & WICHMANN (2003: 18), HÖLZINGER (1999: 26), LFU (o.J.), NKLWN (2011: 4) und RÖLLER (2016) empfohlen. Brutnachweise auf Flachdächern sind in Wien und Düsseldorf erbracht worden (MÜHLBACH 2014: 69, UMWELTAMT LANDESHAUPTSTADT DÜSSELDORF o.J.). Aufgrund der insgesamt noch geringen Zahl von Wirksamkeitsbelegen wird die Eignung für die in Rheinland-Pfalz sehr seltene Art (20-40 BP nach RL RLP; SIMON et al. 2014) als mittel eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für die Haubenlerche liegen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Schaffung von Brut- und Nahrungshabitaten im Offenland vor, die v. a. aufgrund der Seltenheit der Art nur eine „mittlere“ Eignung aufweisen. Die Maßnahme 2 ist nur in Bezug auf Vorkommen inmitten bebauter Gebiete anwendbar.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Frank, G., Wichmann, G. (2003): Bestandserhebung Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Haubenlerche (*Galerida cristata*). Bird Life Österreich.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10/1. Passeriformes (1. Teil): Alaudidae- Hirundinidae. Lerchen und Schwalben. Aula-Verlag, Wiesbaden, S.145-186.
- Hölzinger, J. (1999): Die Vögel Baden- Württembergs. Singvögel Bnd. 1:16-26.
- Kordges, T. & C. Willigalla (2011): Kreuzkröte – *Bufo calamita*. – In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalens Band 1. S. 623 – 666.
- LFU BAYERN / Bayrisches Landesamt für Umwelt (o. J.):
<http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige/140863>.
- Münch, D. (2005): Leben am Limit – Die Kreuzkröte – 20 Jahre Krötenmonitoring in Dortmund. – Beiträge zur Erforschung der Dortmunder Herpetofauna Band 28: 104 S.
- Mühlbach, D.-S in Österreichische Post Ag- Geschäftsbericht (2014): Ein lebenswertes Morgen.
- NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg. 2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. – Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S., unveröff.
http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26, Abruf 29.02.2016.
- Röller, O. (2016): Bebauungsplan D9 1.Teiländerung, Artenschutz. Empfehlungen zum Umgang mit der Haubenlerche. Stellungnahme vom 16.06.2019. 3 S. <https://www.landau.de/Verwaltung-Politik/Öffentliche-Informationen/Öffentliche-Auslegungen/index.php?>, Abruf 12.05.2019
- Schlüpmann, M. (1984): Ein Vorkommen der Kreuzkröte, *Bufo calamita* Laurenti, 1768, im nördlichen Sauerland. – Natur und Heimat, Münster 44 (3): 93–98.
- Schlüpmann, M. (1995): Zur Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) im Hagener Raum (Nordrhein–Westfalen) – Zeitschrift für Feldherpetologie 2: 55 – 84.
- Schlüpmann, M.; Mutz, T.; Kronshage, A.; Geiger, A. & Hachtel, M. unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein–Westfalen. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein–Westfalen. 4. Fassung. – LANUV–Fachbericht 36, Band 2: 159–222.
- Thielke (1987): Vorkommen, Ansprüche an das Laichgewässer und Schutz von Laubfröschen (*Hyla arborea*) und Kreuzkröten (*Bufo calamita*) im Landkreis Konstanz. In: Hölzinger, J. & Schmid, G. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden–Württembergs. 41 – Institut für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe: 379 – 399.
- Umweltamt Landeshauptstadt Düsseldorf (o.J.):
https://www.duesseldorf.de/umweltamt/service/tiere_in_der_stadt/falken.shtml. Abruf 04.02.2016
- Zahn, A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. Artenschutzreport 20. 5-10.
- Zahn, A.; Niedermeier, U. (2004): Zur Reproduktionsbiologie von Wechselkröte (*Bufo viridis*), Gebbauchunke (*Bombina variegata*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) im Hinblick auf unterschiedliche Methoden des Habitatmanagements. Zeitschrift für Feldherpetologie, Band 11 (1). 41-64

1.25 Heiderleche (*Lullula arborea*)

Heiderleche *Lullula arborea* ID 24

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Heiderleche legt ihr Nest meist in kleinen Mulden am Boden zwischen vorjährigen Grasbüscheln an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Ortstreue ist v. a. bei den Männchen und bei Optimalbiotopen hoch ausgeprägt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 215., PÄTZOLD 1986 S. 56), wegen natürlicher Habitatveränderungen (Sukzession) kann es jedoch auch zu kurzfristigen Umsiedlungen kommen (ROTHAUPT & VOGEL 1996). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Die Heiderleche schläft zur Brutzeit in den Zweigen kleiner Gehölze oder im Gras. Ab August beginnen sich Kleintrupps zu bilden. Im September sind neben Einzelpaaren an Brutplätzen auch nahrungssuchende Trupps bis zu 50, Ende September/Oktober sogar Ansammlungen bis > 200 Exemplare zu beobachten, auch mit anderen Kleinvögeln zusammen (z. B. Feldlerchen, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 222). – Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar (Rastvögel: räumlich dynamische Nutzung in Abhängigkeit von den angebauten Kulturen).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Die Heiderleche bevorzugt eine halboffene, strukturierte Landschaft mit sonnenexponierten, trockensandigen, vegetationsarmen Flächen (JÖBGES & WEBER in NWO 2002 S. 168). Typische Beispiele sind durch Beweidung, Brand, Kahlschlag oder Blößen (Windwurf, Schneisen usw.) geöffnete lichte Wälder mit mehrjährig gleichbleibender Kraut- und Strauchschicht (z. B. Heide, Trockenrasen). Die besiedelten Habitate können lokal unterschiedlich sein (z. B. KIECKBUSCH et al. 2000 in Schleswig-Holstein: nordwestlich Rendsburg v. a. Waldrand-Heide-Habitate und Aufforstungsflächen, bei Bad Segeberg Aufforstungsflächen und im südöstlichen Herzogtum Lauenburg Waldrand-Brache- und Waldrand-Acker – Habitate; LEGGE 2009 im Sauerland: Besiedlung von Weihnachtsbaumkulturen). In NRW sind die wichtigsten Lebensräume Heidegebiete und lockere Kiefern- und Eichen-Birken-Mischwälder mit offenen Pionierflächen (MILDENBERGER 1984 S. 140, JÖBGES & WEBER in NWO 2002 S. 168). Wichtige Habitatelemente sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 213):
 - Warme, sonnige Hanglage, meist mit NE- bis Südexposition oder zumindest Windschutz und warmer Luftschicht in Bodennähe, günstig sind sandige (wasserdurchlässige und leicht erwärmbare), nährstoffarme Böden (BAUER et al. 2005 S. 137)
 - Vorhandensein von Sing- und Beobachtungswarten (einzeln oder in Gruppen stehende, am liebsten niedrige blattlose Bäume mit horizontalen Zweigen, Sträucher, Reb- oder Zaunpfähle, Leitungsdrähte), der Verbuschungsgrad soll < 20 % betragen (SITTERS et al. 1996, KORN & BAUSCHMANN 2015).
 - Waldrandnähe: Waldränder als notwendiger Habitatbestandteil mit Funktion Fluchraum (SCHAEFER & VOGEL 2000) und / oder Windschutz (DAUNICHT 1985 zit. bei RAGGER 2000). LEGGE (2009) fand im Sauerland jedoch auch waldrandferne Heiderlechenreviere. Vermutlich stellt der Waldrand ein besonderes Habitatelement für die Heiderleche dar, das ihre Ansiedlung begünstigt. An seine Stelle können jedoch lokal auch licht stehende Bäume, eine einzelne, hochgewachsene Baumreihe, ein Knick (ab 2-3 m Höhe) oder sogar eine Kiesgrubensteilwand treten (DAUNICHT 1985 für Schleswig-Holstein, zit. bei RAGGER 2000).

- Offenland (z. B. Heide, Halbtrockenrasen) mit niedrigwüchsiger Vegetation und freien Bodenflächen:
 - Vegetationsfreie Flächen oder zumindest eine lückige bis schütterere Grasflur für den Nahrungserwerb (bis ca. 5 cm, BOWDEN 1990), mit 10–30 cm hohen (Gras-) Büscheln in der Nähe offener Stellen als Neststandort und Schlechtwetterunterschlupf (BORNHOLDT & LUCAN 1993). Der Anteil an lückiger Vegetation in den Revieren liegt durchschnittlich zwischen 40 % (Vogel 1998 zit. bei RAGGER 2000) 45 % (MEßLINGER, 1999 S. 210, Bayern) und 55 % (ARLETTAZ et al. 2012, Weinberge in der Schweiz).
 - Nach VOGEL (1999 S. 100) benötigen Heidelerchen mind. 5-10 % freie Bodenfläche innerhalb ihres Revieres (danach werden vermutlich andere Faktoren limitierend). Bis ca. 40-50 % vegetationsfreier Bodenflächen verringerte sich die Größe der Reviere (ebd. S. 101). PÄTZOLD (1986) gibt für sächsische Heidelerchenreviere (Kiefernauforstungen) durchschnittlich 10 % sandige Bereiche an (weitere Flächen nur mit Moosen), RAGGER (2000) für Weinberge südlich Wien 8 %, MEßLINGER (1999, Bayern) 6 %.
- Günstig ist terrassiertes, hügeliges oder kleinkuppiges Gelände vor Talböden oder einförmigen weiten Ebenen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 213, PÄTZOLD 1986 S. 42). Bei RAGGER. (2000, Österreich) wurden große flache Bereiche trotz ansonsten vorhandener Habitateignung nicht besiedelt.
- Regional werden auch den Anforderungen entsprechende (brachgefallene) Weinberge besiedelt (KORN & BAUSCHMANN 2015).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Maßnahmenumsetzung idealerweise in unmittelbarer Nähe zu bestehenden Vorkommen (je näher desto besser)

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von halboffenen Habitaten (W4, O1.1, O2.1, O2.2, O4.2, O4.3, O4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Heidelerche bevorzugt eine halboffene, strukturierte Landschaft in sonniger Lage mit Sing- und Beobachtungswarten, Waldrandnähe und lückiger Vegetation. In der Maßnahme werden für die Heidelerche aktuell z. B. durch Verbrachung oder Verbuschung suboptimal ausgeprägte Habitate optimiert durch Entbuschung / Auflichtung, extensive Grünlandbewirtschaftung, Anlage von Ackerbrachen und Anlage von vegetationsarmen Rohboden-Flächen. Die lokal unterschiedlichen Vorzugsbedingungen der Art sind zu beachten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde etc.) während der Brutzeit zu achten (KORN & BAUSCHMANN 2015).
- Warme, sonnige Hanglage mit Windschutz und warmer Luftschicht in Bodennähe
- Sandige (wasserdurchlässige und leicht erwärmbare), nährstoffarme Böden
- Verbrachte / verbuschte, ansonsten für die Heidelerche geeignete Standorte (z. B. verbuschte / gehölzdominierte Heideflächen, Halbtrockenrasen, Binnendünen, militärische Übungsanlagen, Weinberge);
- Dicht gewachsener Wald (-rand) zur Auflichtung oder unmittelbare Nähe zu einem Waldrand, günstig sind Bestände mit Kiefer, Eiche oder Birke (JÖBGES & CONRAD 1999 S. 38).
- kein Umbruch von Grünland für die Ackermaßnahmen.
- Idealerweise in unmittelbarer räumlicher Nähe zu vorhandenen Vorkommen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1,5 ha.
- Die von der Heidelerche besiedelten Habitate können lokal unterschiedlich sein (s. o.). Die im Folgenden genannten Maßnahmenvorschläge sollen an die lokalen Bedingungen angepasst werden.
- Aufflichtung / Entbuschung von dichten, wenig strukturierten Waldbeständen: Mindestgröße der Aufflichtung 1 ha, Absenkung des Bestockungsgrades bis 0,3; anschließende Offenhaltung. Dabei Erhalt einzeln stehender Bäume und Büsche (RAGGER 2000).
- Weiterhin können auch (in anderem Rahmen angelegte) junge Aufforstungsflächen in die Maßnahmenkonzeption einbezogen werden. Diese weisen allerdings lediglich eine temporäre Eignung auf. Kieferschonungen sind nach VOGEL (1999) für 5 Jahre geeignet (ähnlich PÄTZOLD 1986 S. 42 und BOWDEN 1990), Laubwaldschonungen für 2 Jahre. Heidelerchen geben junge Kiefern-Aufforstungen auf, wenn die Jungbäume > 1,5 m hoch werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 213). Die Reihenabstände zwischen den Bäumen sollen möglichst groß sein, weiterhin sollen offene Störstellen für die Nahrungssuche vorhanden sein (HÖLZINGER et al. 1999 S. 42). Fichtenkulturen werden tendenziell gemieden, wahrscheinlich wegen der zu dichten Struktur und zu intensiver Bodenbeschattung (PÄTZOLD 1986 S. 42).
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Aufflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Bei flächigem Mangel an Gehölzen ggf. Nachpflanzung mit standortgerechten Arten zur Strukturierung des Offenlandes, Schaffung von Sitzwarten (KORN & BAUSCHMANN 2015).
- Offenlandpflege: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Mosaikmahd von kleinen Teilflächen und / oder extensive Beweidung z. B. mit Schafen und Ziegen auf Heideflächen, Halbtrockenrasen, verbrachte Weinberge o. a. Pflege von kurzrasigen Strukturen (bis ca. 5 cm) für die Nahrungssuche), weiterhin müssen im Revier auch höhere, vorjährige krautige (Gras-) Bestände bis ca. 30 cm für die Nestanlage vorhanden sein (s. o.). Ggf. können im Rahmen einer Schafbeweidung Stellen mit flachgründig-steinigem Boden stärker durch Schafe auf mehreren, über den Bestand verteilten Flächen beweidet werden (Abweiden bis zum „Steintriff“-Charakter) zur Schaffung von offenen Stellen (HÖLZINGER et al. 1999 S. 37).
- Weiterhin können bei Beweidung Pferchacker-Flächen von 0,1-1,0 ha Größe am Rande des Bestandes (z. B. bei Heiden) angelegt und in wechselnden Abschnitten mehrfach umgeackert werden (ebd.). Bei Schafbeweidung sind ggf. einzelne Ziegen zur stärkeren Gehölzkontrolle mitzuführen (MEßLINGER 1999 S. 215). Mahd ist insbesondere auf wüchsigeren Flächen geeignet, deren Aufwuchs nur durch mehrmalige, intensive (Schaf-) Beweidung zu kontrollieren wäre (MEßLINGER 1999 S. 215). Mahd und Beweidung sollen nicht in der Brutzeit (Zweitbruten bis Juli) durchgeführt werden.
- Schaffung von Waldrand-Brache- und Waldrand-Extensivacker-Habitaten auf nährstoffarmen (Sand-) Böden in unmittelbarer Nähe zu ansonsten geeigneten bzw. zu pflegenden Wäldern. Grundsätzlich sollen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die aufkommende Vegetation darf nicht zu dicht sein.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten).
 - In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen (Einsaaten entwickeln oft eine zu dichte Vegetation).

- Beide Maßnahmentypen sollen durch randliche Schwarzbrachestreifen am Waldrand begleitet werden.
- Schaffung von vegetationsfreien, sandigen offenen Rohbodenbereichen (RAGGER 2000), z. B. durch Einbezug von unbefestigten Feldwegen oder Bodenabtrag (MEßLINGER 1999 S. 215) auf > 15 % der Reviergröße.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung und Verhindern der Sukzession je nach Wüchsigkeit des Standortes. Gebüschanteil < 20 % (BAUER et al. 2005 S. 137), Erhalt von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche sowie von vegetationslosen, sandigen Bereichen.
- Grünland / Acker / **Offenland**: regelmäßige Pflege entsprechend o. g. Angaben.
- **Heideflächen werden durch Beweidung (bevorzugt Ziegen, KORN & BAUSCHMANN 2015), Mahd und abschnittsweises Brennen im Turnus von 5-7 Jahren regelmäßig gepflegt.**

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte mit anderen bedeutsamen (Wald-) Arten und dem Landschaftsbild beachten.
- Einige Maßnahmen des „naturnahen Waldbaus“ haben auf die Heidelerche und andere Arten, die auf ausgedehnte Lückensysteme angewiesen sind, negative Auswirkungen (KLAUS 2009). So profitierte die Heidelerche zumindest lokal von der Kahlschlagswirtschaft (z. B. KIECKBUSCH et al. 2000 für Bad Segeberg (Schleswig-Holstein), ROTHHAUPT & VOGEL 1996 für die Dübener Heide (Sachsen-Anhalt).
- Unter der Voraussetzung ausreichend großer, bewirtschaftungsfähiger Flächen kommt auch die Offenhaltung mittels (Wald-)Weide in Betracht. Dann sind mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auffichtungen vorhandener Gehölzbestände kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren nach Durchführung der Pflegemaßnahme. Heidelerchen sind in der Lage, sofort oder innerhalb weniger Jahre z. B. Windwürfe zu besiedeln (MALLORD et al. 2007, ROTHHAUPT & VOGEL 1996 S. 232, VOGEL & FELDMANN 1997 S. 139).
- Bei Notwendigkeit von Ausmagerungen nährstoffreicher Standorte ist im Regelfall eine längere Zeitdauer bis zur Wirksamkeit nötig. **Mittels einer maschinellen Entfernung des Oberbodens auf mittelgroßen bis großen Flächenteilen (KORN & BAUSCHMANN 2015) kann diese Zeitdauer aufgrund der dann günstigen Rohbodenflächen verkürzt werden.**

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Heidelerche ist als Art, die Sukzessionsstadien besiedelt (z. B. Windwürfe und Kahlschläge, BORNHOLDT & LUCAN 1993, MILDENBERGER 1984 S. 140), durch ihr hohes Kolonisierungspotenzial in der Lage, neu entstehende Habitatstrukturen kurzfristig (sofort oder innerhalb von 1 Jahr) zu besiedeln, wie dies auch in der Literatur belegt ist (MALLORD et al. 2007, ROTHHAUPT & VOGEL 1996 S. 232, VOGEL & FELDMANN 1997 S. 139).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur zahlreich empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005 S. 137, BORNHOLDT & LUCAN 1993, ELLMAUER 2005, HÖLZINGER et al. 1999, JÖBGES & CONRAD 1999, MEßLINGER 1999, VENNE 2003).
 - Für das südöstliche Herzogtum Lauenburg (Holstein) vermuten KIECKBUSCH et al. (2000), dass der dortige positive Entwicklungstrend mit dem vermehrten Angebot von nährstoffarmen Ackerbrachen zusammenhängt (entsprechende Empfehlungen z. B. bei NLWKN 2010 und SHLF 2009).

- Nach MEßLINGER (1999 S. 212, Bayern) kam es auf den von Pflegemaßnahmen (Auflichten Kiefernwälder, Auf-den-Stock-setzen von früheren Nieder- und Mittelwäldern und Entbuschen mit regelmäßiger Pflege durch Beweidung oder Mahd) betroffenen Flächen zu einem Bestandsanstieg der Heidelerche, allerdings ebenso auf Vergleichsflächen ohne spezielle Maßnahmen. Entsprechend dem Ausgangszustand waren die Maßnahmen jedoch „mit hoher Wahrscheinlichkeit notwendige Voraussetzung für eine Wiederbesiedlung des Gebietes oder zumindest einzelner Reviere“ (ebd. S. 213, als Gründe für den Bestandsanstieg auch auf den übrigen Flächen ohne gezielte Maßnahmen werden Sturmschäden, der Neubau einer Bahntrasse und eine Vitalitätsminderung der Vegetation durch trockene Sommer diskutiert). RICHTER (1998 S. 33 f.) berichtet aus Unterfranken, dass gezielte Pflegemaßnahmen (Entfernung von Gebüsch, Aufweitung von Trockenrasenstücken, Schafbeweidung) zu einem raschen Bestandsanstieg führten (Beginn der Pflegemaßnahmen 1989, 1991 Verdoppelung des Bestandes). Bis 1993 erhöhte sich der Bestand in den 19 gepflegten Flächen von ursprünglich 3 auf 21 Paare, danach kam es auch zur Besiedlung von suboptimalen, noch nicht gepflegten Flächen. 1995 waren 30 Paare auf den gepflegten Flächen anwesend. Aufgrund ausbleibender Folgepflege sank der Bestand dann wieder. Die Orniplan AG Zürich (2006, Schweiz) berichtet von der positiven Auswirkung von Buntbrachen auf Heidelerchen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung bis mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für die Heidelerche bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

- Arlettaz, R.; Maurer, M. L.; Mosimann-Kampe, P.; Nussle, S.; Abadi, F.; Braunisch, V.; Schaub, M. (2012): New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. *Journal of Ornithology* 153 (1): 229-238.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- Korn, M. & Bauschmann, G. (2015): Maßnahmenblatt Heidelerche (*Lullula arborea*). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.
- Bornholdt, G.; Lucan, V. (1993): Heidelerche, *Lullula arborea* (LINNÉ 1758). Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 11 S.
- Bowden, C. G. R. (1990): Selection of foraging habitats by woodlarks (*Lullula arborea*) nesting in pine plantations. *Journal of Applied Ecology* 27: 410-419.
- Ellmayer, T. (2005, Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 633 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 1. Passeriformes (1. Teil): Alaudidae – Hirundinidae, Lerchen und Schwalben. Aula-Verlag, Wiesbaden, 507 S.
- Hölzinger, J.; Gatter, W.; Kramer, M.; Schön, M. (1999): *Lullula arborea* (Linnaeus, 1758), Heidelerche. In Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 3.1: Passeriformes – Sperlingsvögel (Teil 1). Ulmer-Verlag Stuttgart.
- Jöbges, M.; Conrad, B. (1999): Verbreitung und Bestandssituation des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) und der Heidelerche (*Lullula arborea*) in Nordrhein-Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 2 / 1999: 33-40.
- Kieckbusch, J. J.; Romahn, K. S. (2000): Brutbestand, Bestandsentwicklung und Bruthabitate von Heidelerche (*Lullula arborea*) und Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*) in Schleswig-Holstein. *Corax* 18: 142-159.

- Klaus, S. (2009): Vogelschutz in Laubwäldern – was bringt die Biodiversitätsstrategie? *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 46 (3): 102-105.
- Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrnrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Legge, H. (2009): Zur Brutverbreitung der Heidelerche *Lullula arborea* im Hochsauerlandkreis. *Charadrius* 45 (4): 213-218.
- Mallord, J. W.; Dolman, P. M.; Brown, A. F.; Sutherland, W. J. (2007): Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. *Journal of Applied Ecology* 44: 185–195.
- Meßlinger, U. (1999): Auswirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf die Heidelerchenpopulation unterfränkischer Trockenrasen. *Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz Heft 150*: 203-217.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21*. Düsseldorf.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Heidelerche (*Lullula arborea*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 17.7.2011
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beitr. Avifauna NRW Bd. 37*, Bonn.
- Orniplan AG Zürich (2006, Bearb. M. Widmer): Schutz der Heidelerche auf dem Schaffhauser Randen. Eine Bilanz nach 9 Jahren Artförderung; Schlussbericht 1997–2005. Im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Kulturlandschaft Randen (KURA), 20 S.
- Pätzold, R. (1986): Heidelerche und Haubenlerche. *Die Neue Brehm-Bücherei Band 440*. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 183 S.
- Ragger, M. (2000): Siedlungsdichte und Habitatnutzung der Heidelerche (*Lullula arborea*) an der Thermenlinie (Niederösterreich). *Egretta* 43: 89-111
- Reichert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte ANL* 16: 123-160
- Richter, K. (1998): Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf den Brutbestand der Heidelerche (*Lullula arborea*) und Zippammer (*Emberiza cia*) in Trockenstandorten von Unterfranken. *Acta ornithoecol.* 4/1: 29-39.
- Rothhaupt, G. & Vogel, B. (1996): Survival of Birds in Fragmented Landscapes. In: J. Settele, C. Margules, P. Poschold & K. Henle (eds.): *Species survival in fragmental landscapes*. – Dordrecht, Boston, London (Kluwer Academic Publ.), S. 230-236.
- Schaefer, T.; Vogel, B. (2000): Wodurch ist die Waldrandlage von Revieren der Heidelerche (*Lullula arborea*) bedingt – Eine Analyse möglicher Faktoren. *Journal für Ornithologie* 142: 335-344.
- Schleswig-Holsteinische Landesforsten SHLF: Handlungsgrundsätze für den Arten- und Lebensraumschutz in Natura 2000-Waldgebieten der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten AöR., Stand 19.12.2008. In: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (Hrsg. 2009): *Arten- und Lebensraumschutz in Natura 2000-Landeswäldern*, S. 12 ff. www.forst-sh.de vom 18.5.2010
- Sitters, H.P.; Fuller, R.J.; Hoblyn, R.A.; Wright, M.T.; Cowie, N.; Bowden, C.G.R. (1996): The Woodlark *Lullula arborea* in Britain: population trends, distribution and habitat occupancy. *Bird Study* 43 (2): 172-187.
- Venne, C. (2003): Vorkommen und Habitatwahl der Heidelerche (*Lullula arborea*) im Landschaftsraum Senne in Nordrhein-Westfalen. *Charadrius* 39 (3): 114-125.
- Vogel, B. (1999): Vegetationsfreie Bodenflächen in Revieren der Heidelerche (*Lullula arborea*) – Von der Habitatwahl zum Schlüsselfaktor der Habitatqualität. *NNA-Berichte* 3 / 1999: 98-103.
- Vogel, B.; Feldmann, R. (1997): Schlagfluren und Waldheiden - Biotope für gefährdete Tierarten im Naturpark Dübener Heide. In: R. Feldmann et al. (Hrsgg.): *Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen*, S. 137-141.

1.26 Hohltaube (*Columba oenas*)

Hohltaube *Columba oenas* ID 117

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Art brütet in Baumhöhlen (z.B. Schwarzspechthöhlen), teils auch in Nistkästen, selten in Felshöhlen und Nischen. Oft sind kleine Kolonien (4-5 Paare) vorhanden (BAUER et al. 2005: 664). Balz, Paarung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Höhlenbaumes statt. Die Fortpflanzungsstätte umfasst daher den aktuell genutzten Höhlenbaum (bzw. das Aktionsraumzentrum) und eine störungsarme Umgebung im Umfeld bis 100 m. Aufgrund des großen Aktionsraumes und der Vielzahl genutzter Nahrungshabitattypen ist eine Abgrenzung weiterer essenzieller Habitatbestandteile im Regelfall nicht erforderlich.

Ruhestätte: Hohltauben ruhen in Baumkronen oder dichten Sträuchern, selten auch in Nischen, Höhlen oder auf dem Boden (MÖCKEL 1988: 127). Im Nest übernachten nur brütende oder hudernde Weibchen sowie Jungtiere (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994: 59). Die Abgrenzung der Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. In Sonderfällen können Massenschlafplätze bestehen (HOCHBNER & SAMWALD 1996: 48), die dann als Ruhestätte abzugrenzen sind. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Hohltaube brütet in ausgedehnten Hochwaldbeständen insbesondere mit Buchen-, seltener auch Kiefernalthölzern, in denen natürliche Bruthöhlen (v. a. vom Schwarzspecht) vorkommen. Seltener brütet sie auch in größeren Feldgehölzen, in alten Eichenbeständen oder in Niederwald mit steilen Felsen (Mittelrhein; GRUNWALD 2016: 569).
- Bedeutung haben v. a. einschichtige Buchenalthölzer ab 100-120 Jahren mit einem Bruthöhendurchmesser von > ca. 35 cm (v. a. in der Pfalz kann auch die Kiefer eine Rolle spielen, GRUNWALD 2016: 576). Wichtig sind ungehinderte Anflugmöglichkeit zur Höhle sowie ein freier Flugraum ab oberem Stammdrittel. Besonders beliebt sind aufgelichtete Wälder mit einem Kronenschluss von 0,7 bis 0,8. Günstig sind auch durch Schneisen aufgeschlossene Bestände (MÖCKEL 1988: 42 ff.; WICHMANN & FRANK 2003: 14).
- Die Hohltaube dringt in geschlossene Wälder meist nicht weiter als 3-5 km ein (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 53), bevorzugt werden Bruthabitate mit < 2 km Entfernung zum Offenland (LWF 2009: 3).
- Die Nahrung ist überwiegend vegetarisch und besteht meist aus Früchten und Samen. Wichtige Futterpflanzen sind v. a. Gräser, Schmetterlingsblütler, Kreuzblütler, Knöterich- und Nelkengewächse. Daneben werden auch Keimpflanzen und grüne Blätter (z. B. Klee, Gemüsekohle), Beeren, Eicheln, Bucheckern und Koniferensamen verzehrt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 62). Die Nahrung nimmt die Hohltaube bevorzugt vom offenen oder mit schütterer, niedriger Vegetation bewachsenen Boden auf. Ackerfluren werden deswegen ausgedehnten Grünlandbereichen vorgezogen (GRUNWALD 2016: 570). Dichte und hohe Bestände werden gemieden (MÖCKEL 1988: 49 ff.). Beispiele für Nahrungshabitate: frische Getreidesaat, Hülsenfruchtfelder, Kartoffel- und Rübenfelder, frisch gepflügte Felder, Stoppelfelder mit auflaufendem Wildkrautwuchs, abgeerntete Maisschläge, Brachen, kurzrasiges Grünland, Waldblößen, Kahlschläge. Nahrungssuche im Wald erfolgt im Vergleich zum Offenland selten und nur bei lichtem Bestandaufbau und Übersichtlichkeit (MÖCKEL 1988: 49 ff.).
- Hohltauben benötigen täglich Wasser. Dazu werden in der Nähe der Brut- und Nahrungsplätze gelegene Kleingewässer aufgesucht (MÖCKEL 1988: 134).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Brutplatztreue und Bruthöhrentreue der Altvögel ist belegt. Allerdings bleibt unklar, in welchem Umfang Brutortwechsel über größere Distanzen vorkommen. Wahrscheinlich findet Brutplatzwechsel v. a. dann statt, wenn die Höhlen unbrauchbar werden (MÖCKEL 1988: 69). Die Jungvögel entfernen sich meist bis ca. 5-10 km von ihren Geburtsorten (ebd.: 145f.).
- Der Aktionsradius beträgt in der Regel 1-4 km, kann jedoch auch darüber hinausgehen (MÖCKEL 1988: 49).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Auflichtung von Waldbeständen (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Hohltauben brüten natürlicherweise in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden entweder aktuell günstig ausgeprägte Bruthabitate für die Hohltaube durch Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters erhalten oder es werden aktuell suboptimale Bruthabitate optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Im Regelfall Buchenaltholz ab (100) 120 Jahren mit für die Hohltaube aktuell geeigneten potenziellen Brutbäumen (idealerweise mit Vorkommen von Schwarzspecht-Baumhöhlen) und ansonsten aktuell günstiger Struktur (v. a. Anflug zur Höhle und freier Flugraum im oberen Stammdrittel vorhanden), ansonsten günstige Strukturen über Auflichtungen herstellen.
- Nahrungshabitate nicht weiter als 2 km entfernt.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Grundsätzlich kann die Maßnahme durch Ausweisung von Einzelbäumen, als Baumgruppe oder flächig umgesetzt werden. Aufgrund der Bedeutung des Bestandscharakters des Bruthabitates für die Hohltaube soll die Maßnahme im Regelfall als Baumgruppe oder flächig umgesetzt werden. Sofern ein günstiger Bestandscharakter gewährleistet ist, kann auch eine einzelbaumweise Umsetzung erfolgen. Der Erhalt einzelner Höhlenbäume als Überhälter ist jedoch ungünstig, da diese von der Hohltaube nur ungerne bezogen werden und durch Stammfäule, Windwurf sowie Sonnenbrand gefährdet sind (MÖCKEL 1988: 173, STEIN 1981: 102). Im Regelfall pro Paar Umsetzung mit mind. 10 Habitatbäumen pro Hektar (HEUCK & BAUSCHMANN 2016: 3) bzw. Altholzinsel mit mind. 10 Habitatbäumen. Da die Hohltaube auch kolonieartig brüten kann, muss der Maßnahmenbedarf bei Betroffenheit mehrerer Paare nicht linear steigen.
- Suboptimale Standorte: Je nach Ausgangssituation z. B. Herausschlagen von Gehölzen um die Höhlenbäume in stark zugewachsenen Buchenalthölzern, Entfernung von störenden Ästen und dichtem Unterwuchs vor den Höhlen zur Schaffung eines ungehinderten An- und Abfluges (MÖCKEL 1988: 173), Schaffung von freiem Flugraum im oberen Stammdrittel, Störungsberuhigung in der Brutzeit der Hohltaube (Ende Februar bis Ende Mai).
- Bei Mangel an Totholz: Förderung von Totholz zur Förderung der Anwesenheit von Schwarzspechten als wichtigen Hohltauben-Höhlenbauern. Der Schwerpunkt soll auf der Gestaltung von stehendem Totholz mit mind. mittlerem Bruthöhendurchmesser (35 cm) liegen. Möglich durch a) Belassen von abgestorbenen Bäumen bei

Durchforstungen, b) Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen, c) Ringeln des Stamms.

- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit hohltaubengeeigneten Höhlen. Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).
- Im Regelfall Durchführung in Kombination mit Maßnahme 2 (Begründung siehe unten bei Prognosesicherheit).
- Die Auswahl der Standorte ist von einer fachkundigen Person durchzuführen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gewährleistung eines für die Hohltaube günstigen Bestandscharakters (v. a. Anflug zur Höhle, freier Flugraum im oberen Stammdrittel).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Bei Erhöhung des Erntealters soll zum Erntezeitpunkt gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.
- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit der Hohltaube (Ende Februar bis Ende Mai).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Erhalt, Auflichtungen: Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode (in Kombination mit Maßnahme 2).
- Förderung Totholz (Schaffung günstiger Nahrungshabitate für den Schwarzspecht als wesentlichen Höhlenbauer): (mittel- bis) langfristige Wirksamkeit, bis durch den Schwarzspecht für die Hohltaube brauchbare Höhlen entstehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Der Nutzungsverzicht in Altholzbeständen und Auflichtungen sind kurzfristig wirksam, während die Förderung von Totholz erst mittel- bis langfristig wirksam wird.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Eignung von Höhlenbäumen: Durch Kontrolle vom Boden aus kann im Regelfall nicht entschieden werden, ob eine Schwarzspechthöhle für die Hohltaube geeignet ist oder aus verschiedenen Gründen nicht in Frage kommt (z. B. nur Höhlenanfang, mit Wasser vollgelaufen, Besatz durch andere Art etc.), RUDAT et al. (1979: 296 ff.) unterscheiden daher das scheinbare Höhlenangebot (Zahl der Bäume mit Schwarzspechthöhlen, ungeachtet der Qualität der Höhlen. Diese Zahl kann durch Zählung vom Boden aus ermittelt werden). Das tatsächliche Höhlenangebot (Zahl der Bäume mit Schwarzspechthöhlen, die mind. eine gute Höhle enthalten) kann praktisch nur durch Ersteigen der Höhlenbäume ermittelt werden. Das aktuelle Höhlenangebot wird durch die Zahl der bereits besetzten Höhlen bestimmt. Da im Regelfall eine aufwändige Ermittlung des aktuellen Höhlenangebotes nicht vorliegt, sondern nur Daten zum scheinbaren Höhlenangebot, ist die Maßnahme mit einer Unsicherheit verbunden.
- Auflichtungen: Auf der Schwäbischen Alb kam es in einem stark mit Fichten durchsetzten Buchenaltholz spontan zur Besiedlung des bisher gemiedenen Waldstücks (MÖCKEL 1988: 173). Die o. g. Unsicherheiten in der Bewertung eines Bestandes bezüglich des Verhältnisses von scheinbarem und aktuellem Höhlenangebot bestehen allerdings auch bei dieser Maßnahme.

- Totholzförderung: WICHMANN & FRANK (2003: 14) fanden für Wälder bei Wien, dass die von Hohltauben besiedelten Waldbestände ein signifikant höheres Angebot an Totholz aufwiesen, was vermutlich durch die stärkere Nutzung totholzreicher Waldbestände durch den Schwarzspecht zu erklären war. Die Förderung von Totholz soll somit durch eine Förderung des Schwarzspechtes indirekt über ein günstigeres Höhlenangebot auch den Bestand der Hohltaube positiv beeinflussen (ebd.: 16). Ob die Förderung von Totholz auf einer konkreten Maßnahmenfläche tatsächlich zu einer Höhlenbautätigkeit des Schwarzspechtes führt, die letztlich zu einem aktuellen Höhlenangebot der Hohltaube führt, ist mit Unsicherheit verbunden. Selbst im günstigen Fall ist mit einer mindestens mittelfristigen Zeitdauer bis zur Wirksamkeit auszugehen. Weiterhin bestehen die o. g. Unsicherheiten in der Bewertung eines Bestandes bezüglich des Verhältnisses von scheinbarem und aktuellem Höhlenangebot auch bei dieser Maßnahme.
- Fazit: Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme zum Erhalt von Altholz und von Höhlenbäumen wird in der Literatur zahlreich genannt (z. B. BAUER et al. 2005: 663, GRUNWALD 2016: 576, HÖLZINGER & MAHLER 2001: 36, MÖCKEL 1998: 172 ff, STICKEL & FUCHS 2002: 286, WICHMANN & FRANK 2003: 15). Es bestehen allerdings Unsicherheiten in der Eignungsbewertung konkreter Bestände und der Durchführung aktiver Komponenten. Für den Fall, dass die Maßnahme nicht mit Maßnahme 2 (Nisthilfen) kombiniert wird, ist daher in Abstimmung mit der zuständigen Behörde zu klären, ob sie unter Berücksichtigung der Situation vor Ort als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme gelten kann.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)

2. Anlage von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Hohltauben brüten in natürlicher Weise in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten Nistkästen als künstlicher Brutplatz angebracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände (v. a. Buchenwälder, zur Struktur s. o.) mit Mangel an potenziellen Höhlenbäumen. Mittel- bis langfristig soll zu erwarten sein, dass durch Aktivität des Schwarzspechtes auch natürliche Höhlen entstehen.
- Nahrungshabitate nicht weiter als 2 (3) km entfernt.
- Durchführung im Regelfall in Kombination mit einer Habitat gestaltenden Maßnahme (Maßnahme 1 oder 3).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für die Hohltaube können auch andere Höhlenbrüter wie Dohle und Raufußkauz profitieren. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, um den Tauben einen Höhlenwechsel z. B. bei Störungen zu ermöglichen und aufgrund des möglichen Auftretens von Schachtelbruten (SÜDBECK et al. 2005: 398) sind pro Paar mind. 3 artspezifisch geeignete Nisthilfen anzubieten.

- Hohltauben können verschiedene Nistkastentypen annehmen. Orientierungswerte für die Maße: Bodenfläche: 260x260 mm; Seitenwand 250x440 mm. Um Konkurrenz mit dem Waldkauz zu vermeiden, soll das Einflugloch einen Durchmesser von 85 mm aufweisen (MÖCKEL 1988: 177). Sofern ein hohes Prädationsrisiko z. B. durch Baumarder zu erwarten ist (z. B. STICKEL & FUCHS 2002: 286 für ein Untersuchungsgebiet in der Osteifel), sollten auch Kästen mit Marderschutz angebracht werden.
- Aufhängen in Abständen von jeweils 20-30 m, möglichst an Buchen oder Kiefern, 6-8 m hoch, Gewährleistung freien Anfluges (MÖCKEL 1988: 176).
- Das Anbringen von Nisthilfen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich außerhalb der Brutzeit auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit der Hohltaube (Ende Februar bis Ende Mai) im Umkreis von mind. 100m zu den Kästen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um der Hohltaube eine Eingewöhnung zu ermöglichen, ist eine Vorlaufzeit von mind. 1 Jahr zu veranschlagen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig einsetzbar.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in der Literatur zahlreich genannt (z. B. BAUER et al. 2005: 663, HEUCK & BAUSCHMANN 2016: 3, KRETSCHMAR 2013: 224, HÖLZINGER & MAHLER 2001: 36). Die Annahme von Nistkästen durch Hohltauben ist mehrfach belegt (Übersicht in MÖCKEL 1988: 175, weiterhin z. B. GRUNWALD 2016: 570) und kann als gesichert gelten. Daher besteht eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

3. Sanierung von Schwarzspechthöhlen (RLP9)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Hohltauben brüten in Baumhöhlen, meistens in Schwarzspechthöhlen. Schwarzspechthöhlen können für die Hohltaube unbrauchbar werden z. B. durch randliches Zuwachsen des Flugloches, starke Materialeinbringung anderer Arten wie Eichhörnchen oder starke Ausfaltung. In der Maßnahme werden bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten vorhandene Schwarzspechthöhlen wieder nutzbar gemacht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Nahrungshabitate nicht weiter als 2 (3) km entfernt.
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände (v. a. Buchenwälder, zur Struktur s. o.) mit Mangel an potenziellen Höhlenbäumen. Mittel- bis langfristig soll zu erwarten sein, dass durch Aktivität des Schwarzspechtes auch neue Höhlen entstehen.
- Unbrauchbar gewordene Schwarzspechthöhlen: Gefüllt mit Material, bodenlosen Höhlen, wassergefährdete Höhlen (MÖCKEL 1988: 175).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für die Hohltaube können auch andere Höhlenbrüter wie Dohle und Raufußkauz profitieren. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen und um den Tauben einen Höhlenwechsel z. B. bei Störungen zu ermöglichen, sollen pro Paar mind. 3 geeignete Baumhöhlen saniert werden. Um für ein Paar wirksam zu sein, sollen die Entfernung der Höhlen < 100m zueinander betragen. Möglich ist eine Kombination mit Maßnahme 2 (Aufhängung von Nistkästen).
- Starker Materialeintrag durch andere Arten (z. B. Eichhörnchen): ggf. Freiräumung der Höhlen (MÖCKEL 1988: 175).
- Starke Ausfaltung („bodenlose“ Höhlen): ggf. Auffüllen der Höhlen z. B. mit fest eingedrücktem Reisig und einer Schicht Walderde (MÖCKEL 1988: 175).
- Mit Wasser gefüllte Höhlen: Anlegen einer Drainage. Mögliche Durchführung (MÖCKEL 1988: 175): Etwa 15 cm oberhalb des Flugloches wird ein 35 cm langes, längsgeteiltes Altreifenstück (z. B. Fahrradmantel) angebracht. Die Nägel müssen dicht gesetzt werden, damit keine Durchflussöffnungen zwischen Gummi und Stamm bleiben. Einige werden wegen des Dickenwachstums des Baumes nicht ganz hineingeschlagen. Sollten starke Rindenwülste vorstehen, werden diese mit Messer / Säge entfernt. Durchführung der Arbeiten im Spätherbst und Winter, da ansonsten der austretende Baumsaft die Arbeit erschwert. Durch eine Pumpe oder eine Schöpfkelle wird das Wasser aus der Höhle gepumpt. Bei Verwendung einer Pumpe ist zu beachten, dass die Durchlässe groß genug sind, um Verunreinigungen (Laub, Zweigstücke) durchzulassen.
- Durchführung von einer fachkundigen Person.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Höhlen saniert wurden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit der Hohltaube (Ende Februar bis Ende Mai) im Umkreis von mind. 100m zu den Höhlen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Sanierung von Schwarzspechthöhlen ist aufwändig, da hierzu der Baum durch eine fachkundige Person bestiegen werden muss. Dies gilt auch für die Entscheidung, ob eine vom Boden aus erkennbare Schwarzspechthöhle sich für eine Sanierung eignet oder auch ohne Sanierung für die Hohltaube geeignet ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Maßnahme wird in der Literatur z.B. von BAUER et al. (2005: 663), HÖLZINGER & MAHLER (2001: 36) und MÖCKEL (1988: 175) empfohlen. Im Erzgebirge blieben von 18 sanierten Höhlen 14 trocken. Im Jahr nach der Sanierung nisteten in ihnen 16 Hohltauben (MÖCKEL 1988: 175).
- Entsprechend der Empfehlungen und Wirkungsnachweise in der Literatur wird grundsätzlich eine hohe Eignung angenommen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

4. Anlage von Extensivgrünland (O1.1), Extensivierung von Äckern (O2.1), Anlage von Ackerbrachen (O 2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Hohltaube ernährt sich bevorzugt von Wildkrautsamen, die sie vom Boden aus aufnimmt. In der Maßnahme werden für die Hohltaube günstige Nahrungshabitate geschaffen. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes von Hohltauben und der meist gemeinschaftlichen Nutzung der Nahrungshabitate durch benachbarte Paare ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Bruthabitate nicht weiter als 2 (3) km entfernt.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen oder bei Umsetzung in > 10m breiten Streifen mind. 500m Länge (möglich auch Kombination von flächiger und streifenförmiger Maßnahme).

- Allgemein: Anlage von wildkräuterreichen, lückigen Nahrungshabitaten im Grünland oder Acker. Die Vegetation soll strukturiert sein mit niedrigen oder lückigen Bereichen, so dass sich die Hohltaube am Boden fortbewegen kann. Die Vegetation soll einen hohen Anteil von Früchten / Samen ausbilden (neben Gräsern v. a. Schmetterlingsblütler, Kreuzblütler, Knöterich- und Nelkengewächse). Möglich ist auch die Anlage von Äckern, die Keimpflanzen und grüne Blätter anbieten. Ein Umbruch von Grünland in Acker soll grundsätzlich nicht erfolgen. Idealerweise erfolgt eine Kombination verschiedener Maßnahmentypen.
- Im Regelfall kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.
- Extensivierung von Äckern:
 - Anlage von ein- bis mehrjährigen, lückigen Ackerbrachen in Selbstbegrünung oder durch Einsaat einer artenreichen, standortsangepassten Mischung, die nicht zu Dichtwuchs neigt.
 - Anlage von Blühstreifen oder -flächen durch Einsaat mit standortgemäßem Saatgut, das nicht zu Dichtwuchs neigt.
 - Anlage von Hülsenfrüchten, Kartoffeln, Rüben, Stoppelfelder (mit auflaufendem Wildkrautwuchs).
- Extensivierung von Grünland: Gewährleistung einer strukturierten Grasnarbe, Entwicklung der Vegetation bis zur Fruchtreife.
 - Bei Mahd: später Mahdtermin ab Mitte August. Zur Gewährleistung der Zugänglichkeit für die Hohltaube z. B. bei hoch- und dichtwüchsigen Beständen ggf. Staffelmahd mit früheren Mahdterminen und / oder Anlage von regelmäßig gemähten Kurzgrasstreifen. Randlich oder in der Fläche Anlage von > (5) 10 m breiten Säumen, die jährlich versetzt zur Hälfte gemäht werden („Altgrasstreifen“).
 - Bei Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass ein Muster aus kurz- und langrasigen Strukturen entsteht.
- Bei Mangel von Gewässern kann die Attraktivität der Nahrungshabitate durch Anlage von Kleingewässern mit flachen Ufern, die der Hohltaube ein Trinken ermöglichen, erhöht werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedenen Flächen ist dabei möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.
- Die Artökologie ist gut bekannt.
- Entsprechende Maßnahmen zur Förderung der Nahrungshabitate der Hohltaube werden in der Literatur von BAUER et al. (2005: 663), HEUCK & BAUSCHMANN (2016: 3), GRUNWALD (2016: 576), HÖLZINGER & MAHLER (2001: 36), SCHMID (1987: 225), WICHMANN & FRANK (2003: 17) empfohlen. KRETSCHMAR (2013: 224) weist darauf hin, dass für die Hohltaube in NRW die Verfügbarkeit günstiger Nahrungshabitate entscheidender ist als die von Bruthabitaten.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, die Maßnahme ist jedoch aus der Artökologie plausibel. Daher wird von einer hohen Wirksamkeit ausgegangen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für die Hohltaube bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim: 661-664.

Glutz von Boltzheim, U.; Bauer, K. M. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 9: Columbiformes – Piciformes. Aula-Verlag, Wiesbaden: 1150 S.

Grunwald, T. (2016): Hohltaube *Columba oenas* Linnaeus, 1758. In: Dietzen, C.; Folz, H.-G.; Grunwald, T.; Keller, P.; Kunz, A.; Niehuis, M.; Schäfer, M.; Schmolz, M.; Wagner, M. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 3 Greifvögel bis Spechtvögel (Accipitriformes – Piciformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 48: 569-577.

Heuck, C.; Bauschmann, G. (2016): Maßnahmenblatt Hohltaube (*Columba oenas*). Versionsdatum: 05.01.2016. https://vswffm.de/vv/vsw/content/e3884/e4580/e4970/Manahmenblatt_Hohltaube_korr_MK.pdf, Abruf 24.01.2018

Hochebner, T., Samwald, O. (1996): Untersuchung zu Schlafplatzverhalten und Aktionsraum der Hohltaube (*Columba oenas*) in Wien. In: Vogelkundliche Nachrichten aus Österreich. Egretta 39, 1-54: 1-54.

Hölzinger, J.; Mahler, U. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Nicht Singvögel Bnd. 2.3.: 25-36.

Kretschmar, E. (2013): Hohltaube *Columba oenas*. in Grüneberg, C.; Sudmann, S. R., Weiss, J.; Jöbges, M.; König, H.; Laske, V.; Schmitz, M.; Skibbe, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV (Hrsg.), LWL-Museum für Naturkunde, Münster: 224-225.

LWF / Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: Bewertung und Erfassung von Arten der VS-RL in Bayern (2009). <http://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/intern/dateien/natura2000-kartieranleitung-hohltaube.pff>. Abruf am 10.11.2015.

Möckel, R. (1988): Die Hohltaube (*Columba oenas*). Die Neue Brehm-Bücherei 590. Wittenberg Lutherstadt: 200 S.

Rudat, V.; Kühlke, D.; Meyer, W.; Wiesner, J. (1979): Zur Nistökologie von Schwarzspecht (*Dryocopus martius* (L.)), Rauhfußkauz (*Aegolius funereus* (L.)) und Hohltaube (*Columba oenas* L.). Zool. Jb. Syst. 106: 295-310.

Schmid (1987): Verbreitung der Hohltaube *Columba oenas* in der Schweiz. In: Der ornithologische Beobachter 84 (3) (1987): 219-226.

Stein, J. (1981): Biotopschutzprogramm Altholzinseln im hessischen Wald. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Würt. 20: 91-110.

Stickel, W., Fuchs, F.-J. (2002): Verbreitung der Hohltaube (*Columba oenas*) im Landkreis Bad Neuenahr- Ahrweiler im Jahr 2000. In: Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz; Zeitschrift für Naturschutz, Beiheft 27: 285-287.

Südbeck, P.; Andretzke, H.; Fischer, S.; Gedeon, K.; Schikore, T.; Schröder, K.; Sudfeldt, C. (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 790 S.

Wichmann, G., Frank, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel. BirdLife Österreich. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien, 53 S.

1.27 Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

Kiebitz *Vanellus vanellus* ID 26 (Brutbestand)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Kiebitz legt sein Nest im Offenland am Boden oder auf Bulten im Grünland sowie auf Äckern an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Ortstreue ist meist hoch ausgeprägt (Bauer et al. 2005), allerdings besteht auch die Fähigkeit zu Umsiedlungen zumindest über kleine Entfernungen als Anpassung an Veränderungen an Kulturlandbrutplätze (Bauer et al. 2005 S. 435). Die Art kann bei günstigen Bedingungen kolonieartig brüten. Da die Jungvögel Nestflüchter sind, ist das engere Umfeld mit dem nach dem Schlüpfen zur Jungenaufzucht notwendigen Strukturen der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den Bereich der Nestanlage und den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flüggewerden der Jungtiere. In der Regel ist hierfür ein Raumbedarf von mind. 2 ha bzw. die gesamte genutzte Parzelle (ggf. in Kombination mit Nachbarparzellen z. B. bei Kiebitzbruten auf Acker, s. u.) um den Neststandort bzw. den „Revier“-Mittelpunkt abzugrenzen. Bei kolonieartigem Vorkommen ist die gesamte Kolonie zuzüglich der Nahrungshabitate als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen. Dabei ist zu beachten, dass die Brut häufig auf einem Acker stattfindet, die Jungenaufzucht dagegen meist im benachbarten Grünland erfolgt. Dabei können Wanderungen bis zu > 500 m zurückgelegt werden (Andretzke et al. 2005).

Ruhestätte: Der Kiebitz nächtigt in der Regel am Boden. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Die Ruhestätte von Durchzüglern bzw. Rastbeständen ist im Steckbrief Limikolen - Rastvögel beschrieben. Darüber hinaus sind die Ruhestätten einzelner Individuen unspezifisch und räumlich nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Kiebitz: Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Kiebitz (im Folgenden nach GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 440 f.) bevorzugt als Brutplatz möglichst flache und weithin offene, baumarme, wenig strukturierte Flächen ohne Neigung mit fehlender oder kurzer Vegetation zu Beginn der Brutzeit. Auch während des Jungführens ist niedrige Vegetation von entscheidender Bedeutung. Ihre tolerierte Höhe wächst mit abnehmender Dichte der Einzelpflanzen, wobei pflanzensoziologische Aspekte eine untergeordnete Rolle spielen. Für die Biotopwahl im Frühjahr, wenn die Endhöhe der Vegetation noch nicht erkennbar ist, scheint die Bodenfarbe ausschlaggebend: schwarze oder braune bis graugrüne Flächen werden lebhaft grünen vorgezogen. Weiterhin spielen auch Brutort- und Geburtsortstreue eine wichtige Rolle. Die auf wenige Faktoren zu reduzierenden generellen Biotopansprüche erklären die Vielfalt der heute besiedelten Biotope und die im Verlauf der letzten hundert Jahre großräumig erfolgte Umstellung hinsichtlich der Bodenfeuchtigkeit.
 - Die ehemals und z.T. auch heute noch im Kulturland zu beobachtende Vorliebe für hohe Bodenfeuchtigkeit ist in erster Linie im Zusammenhang mit den differenzierten Ansprüchen an die Vegetationshöhe zu verstehen: auf moorigen Stellen, Überschwemmungsflächen oder hochgradig staunassen Böden ist die Vegetationshöhe im Frühjahr geringer als auf Kunstwiesen. Wirtschaftliche Eingriffe, wie Mähen von Wiesen, Weidebetrieb, Bearbeitung von Ackerland, können daher durch ihren Einfluss auf die Vegetationshöhe fehlende Bodenfeuchtigkeit bis zu einem gewissen Grad ersetzen, vor allem wenn Bodenbearbeitung die Erreichbarkeit der Nahrung fördert und die Härte trockener Böden dadurch kompensiert wird. Allerdings ist für den Neststandort die Erreichbarkeit der Nahrung keineswegs immer ausschlaggebend, wie auch Ansiedlungen auf Ruderalflächen, Ödländereien, Kies- oder Schotterbänken beweisen. In solchen Fällen liegen die Nahrungsflächen außerhalb der Nestumgebung; auch einer durch Heranwachsen der Vegetation ungünstigen Höhe zur Zeit des Schlüpfens kann durch Abwanderung begegnet werden (KOOIKER 2000 S. 341).

- Die Vegetationshöhe zu Beginn der Brutzeit soll im Grasland 5-8 cm und in Getreideäckern 12-15 cm nicht überschreiten. SCHIFFERLI et al. (2009) fanden in der Schweiz bei 2/3 aller untersuchten Nester am Schlüpftag eine Vegetationshöhe von < 20 cm. Bei locker stehender Vegetation, die die Fortbewegung nicht behindert, können auch größere Höhen toleriert werden (z. B. Maisfelder bis mehrere Zentimeter). Als Deckung und Schutz für die Küken sind auch (kleinflächig) höher bewachsene Strukturen in den Nahrungsgebieten oder direkt anschließend bedeutsam (MÜLLER et al. 2009 S. 329 f.).
- Die Amplitude der heute in Mitteleuropa besiedelten Flächen, deren Struktur den genannten Grobmerkmalen entspricht, reicht von nassen bis hin zu trockenen Standorten und umfasst z. B. Groß- und Kleinseggenrieder, Pfeifengraswiesen, Glatthafer- und Knaulgraswiesen, Viehweiden, Heideflächen, Magergrünland auf Flugplätzen, Ackerland (Wintergetreide-, Mais-, Futter- und Zuckerrübenfelder, Kartoffeläcker, Kleeschläge, Stoppelfelder und Brachäcker) sowie Industriebrachen (KOOIKER 2000). In Abhängigkeit von Vegetationshöhe und -dichte verschiebt sich das Verhältnis in den Anteilen der Siedler auf Grasland und Ackerflächen zwischen Erst- und Nachgelegen bzw. Früh- und Spätbruten.
- In NRW liegt der Anteil der Ackerbrüter bei knapp 90 % (GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005).
- Der Kiebitz nistet – wenn möglich – gesellig, die Nester stehen oft in Sichtkontakt. Die Neigung zur Koloniebildung ermöglicht eine gemeinschaftliche Verteidigung des Brutplatzes gegenüber Luft- und Bodenfeinden zusammen (BAUER et al. 2005 S. 436) (Einzelpaare haben geringere Abwehrmöglichkeiten und daher oft geringen oder keinen Bruterfolg).

Meidung von Vertikalstrukturen:

- In verschiedenen Untersuchungen wird für den Kiebitz (und andere Wiesenlimikolen) darauf hingewiesen, dass die Offenheit der Landschaft ein wichtiger Punkt in Bezug auf die Habitatwahl beider Arten ist (z. B. STÜBING & BAUSCHMANN 2011 S. 97, VAN DER ZANDE 1980). Dies wird meist mit der Meidung von Luft- oder Bodenprädatoren in Zusammenhang gebracht, da viele der im Grünland lebenden Prädatoren auf Hecken oder Feldgehölze angewiesen sind. Bei günstigen Habitatbedingungen werden Vertikalstrukturen ggf. toleriert. In der Regel sollen Maßnahmenflächen daher so angelegt werden, dass sie einen (weitgehend) freien Horizont aufweisen und keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofanlagen) in der Nähe von mind. 100 m aufweisen (fachgutachterliche Einschätzung). OOSTERVELD & ALTENBURG (2005, zit. bei HÖTKER et al. 2007 S. 87) geben als Faustregel an, dass ein Wiesenvogelgebiet auf einer Fläche von mindestens 100 ha offen und unzerschnitten sein sollte.
 - Schwedische Forscher stellten beim Kiebitz fest, dass Nester, die weniger als 50 m von einem Baum, Busch oder einer Sitzstange entfernt waren, auf die sich gefiederte Nestfeinde hätten setzen können, einen geringeren Schlupferfolg hatten als Nester, die weiter als 50 m entfernt lagen. Eine Bevorzugung weithin offener Standorte bzw. ein dortiger höherer Bruterfolg wird auch z. B. von CHAMBERLAIN et al. (2009) angegeben. Kiebitze tolerieren aber in gewissem Maße Hecken und Einzelbäume, die ihren Brutstandort berühren oder sogar mehrseitig umgrenzen. So wurden auch kleinparzellerte, mehrseitig von Büschen, Bäumen, Wällen oder Feldgehölzen umsäumte Felder erfolgreich besiedelt. KOOIKER (2000 unter Bezug auf eigene Untersuchungen bei Osnabrück und BERG et al. 1992 für Schweden) vermutet, dass der Beutedruck durch Nesträuber in Stadtrandlage mit kleinparzellierten, gebüsch- und baumreichen sowie technischen Strukturen möglicherweise doch nicht größer ist als in der offenen Feldflur. HANDTKE (1995, S. 27) berichtet von einem strukturierten Gebiet in der Wesermarsch. Nach fünfjährigen Kartierungen zeigt sich, dass der Raum trotz vieler Strukturen von Kiebitz und Uferschnepfe fast im ganzen Bereich angenommen wurde. Diese Arten tolerierten die Strukturen, wenn die übrigen Rahmenbedingungen (z. B. hohe Wasserstände, Nahrungsangebot, keine menschlichen Störungen) optimal sind. JUNKER et al. (2006) fanden bei Kiebitz und Uferschnepfe eine Meidung von Feldgehölzen bis ca. 250 m, bei den Nachgelegen war dagegen keine Meidung erkennbar. Die Autoren interpretieren dies so, dass zum Zeitpunkt der Nachgelege kurzrasige Flächen selten sind und der Faktor „niedrige Vegetation“ eine größere Rolle für die Nistplatzwahl spielt als die Offenheit der Landschaft. Weiterhin kann es sein, dass je später ein Gelege produziert wird, umso eher sich die Wahl des Neststandortes an die Präsenz vorhandener Prädatoren anpasst.
 - KREUZIGER (2008) diskutiert das Meideverhalten mehrerer Wiesenbrüter bezüglich Freileitungen. Bei insgesamt widersprüchlichen Befunden sei eine Meidung bis ca. 100m möglich. Bei guter Habitatqualität waren die Meideeffekte vernachlässigbar, ansonsten können sie zum Tragen kommen (ähnlich HANDKE 1994).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Grundsätzlich sollen Maßnahmen möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen umgesetzt werden.
- Kiebitze suchen für die Nistplatzwahl bevorzugt die Nähe von Artgenossen auf (JUNKER et al. 2006, KOOIKER & BUCKOW 1997), was zur Bildung von kolonieartigen Brutstrukturen führen kann. Durch die gemeinschaftliche Verteidigung der Kolonie erhöhen sich die Chancen, Luft- und Bodenfeinde erfolgreich abzuwehren. Der Erfolg der koordinierten Feindabwehr ist jedoch in Frage gestellt, wenn die Koloniegröße auf unter 6-12 Paare abnimmt (SCHIFFERLI et al. 2009, MÜLLER et al. 2009). Für die Schweiz empfehlen MÜLLER et al. (2009 S. 347) im Optimalfall 10-30 ha, im Minimalfall 5-10 ha für Kiebitzschutzprojekte.

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland (G2.1, O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wichtiges Habitat vom Kiebitz ist feuchtes bis nasses, meist extensiv bewirtschaftetes Grünland. In der Maßnahme werden geeignete Grünlandbestände mit offenen zur Brutzeit wasserführenden, an den Ufern spärlich oder kurz bewachsenen Blänken und / oder Tümpeln hergestellt oder optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde, Modellflugzeugflieger etc.) zu achten.
- Maßnahmenstandorte mit (weitgehend) freiem Horizont; keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofanlagen) und Stromleitungen in der Nähe bis mind. 100 m (s. o.).
- Grünland- oder Ackerstandorte mit mittleren bis nassen Bodenverhältnissen, beim Kiebitz ggf. auch trockenere Standorte (siehe Artansprüche oben). Bestehende Grünlandstandorte mit Renaturierungsmöglichkeiten sind zu bevorzugen.
- In der Regel werden großflächige Grünlandkomplexe benötigt, da Einzelmaßnahmen für isolierte Paare nur bedingt sinnvoll sind, in der Regel minimal 10 ha Gesamtflächengröße. Das NLKWN (2009, Niedersachsen) empfiehlt für Kiebitz geeignete Gesamt-Maßnahmenräume von idealerweise > 500 ha.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die konkrete Flächengröße der Maßnahme richtet sich nach der lokalen Betroffenheit (Ausgleich mind. 1:1), der Anzahl der betroffenen Paare und den lokalen Bedingungen. Beachtung von ggf. erforderlichen Pufferzonen zur Störungsberuhigung oder Schaffung freier Sichtzonen. Es ist zu prüfen, ob eine Kombination mit der Maßnahme zum Prädatorenmanagement (s. u.) erforderlich ist.
 - Nach LANUV (2011) können beim Kiebitz auf einer Fläche von 10 ha 1 bis 2 Paare vorkommen, kleinflächig auch kolonieartige Konzentrationen. FLADE (1994 S. 555) geht von 1-3 ha Raumbedarf pro Paar aus. MÜLLER et al. (2009 S. 331, Schweiz) nehmen bei kolonieartigem Vorkommen pro Paar eine Fläche von 0,1 bis 0,5 ha an. Unter Bezug auf die Mindestgröße einer Kiebitzkolonie von 6-12 Paaren entsteht je nach Habitatqualität ein benötigter Raum von 0,6 bis 18 ha. Die Autoren empfehlen für die Schweiz im Optimalfall 10-30 ha, im Minimalfall 5-10 ha für Kiebitzschutzprojekte (ebd. S. 347).

- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Formblatt Extensivgrünland. Darüber hinaus sind für den Kiebitz speziell folgende Aspekte zu beachten:
- Wassermanagement: Zur Steigerung der Attraktivität von Grünländern für den Kiebitz ist das Anheben von Grabenwasserständen bzw. die Wiedervernässung der Flächen ein wichtiges Instrument. Grundsätzlich sollte der Oberboden innerhalb der Brutzeit zumindest in Teilen der Maßnahmenfläche weich / stocheffähig sein. Im Vorfeld der Umsetzung ist eine genaue Prüfung der Standortverhältnisse notwendig, um die sachgerechten Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte festlegen zu können (z. B. Rückbau von Drainagen, Anstau von Gräben, Anpassung der Pumpleistung in Bergsenkungsgebieten, „Tieferlegung“ von Flächen im Deichvorland und von anderen trocken gefallen Flächen, aktive Bewässerung z. B. über Windradpumpen, Anlage von Blänken, LANUV 2011b S. 96). Die konkreten Grundwasserstände können nur im Einzelfall und artspezifisch festgelegt werden.
 - Bei Mineralböden (HÖTKER et al. 2007 S. 87) Beibehaltung / Wiederherstellung geeigneter Grundwasserstände mit partiellen und zeitlich begrenzten winterlichen Überstauungen (JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009). Werden lang andauernde, flächendeckende Überstauungen vorgenommen, so können sich diese in zweierlei Hinsicht negativ auswirken: Erstens wird durch solche Überstauung das Bodenleben abgetötet, was möglicherweise zu einer deutlichen Nahrungsverknappung führt (AUSDEN et al. 2001). Zweitens werden durch die Überstauung auch die Hauptbeutetiere (Feld- und Erdmaus) der meisten im Grünland lebenden Prädatoren getötet, was möglicherweise zu einem stärkeren Prädationsdruck auf die Wiesenvögel führt (JUNKER et al. 2006, vgl. Entwicklung und Pflege von Habitaten auf Industriebrachen / Kiesgruben).
 - Bei Feuchtwiesen (Binnenland) auf Standorten mit organischen Böden (Torf) ist die Wirksamkeit von Wasserstandsanehebungen sowohl für Wiesenvögel als auch für Feuchtwiesen- Pflanzengesellschaften aus verschiedenen Gründen eingeschränkt. Insbesondere der winterliche Überstau hat sich nicht immer als vorteilhaft erwiesen. Der Überstau kann zu Einschränkungen der Nahrungsverfügbarkeit der Wiesenvögel und auch der weiteren Pflegemöglichkeiten führen. Problematisch sind möglicherweise vor allem stark wechselnde Feuchtigkeitsbedingungen innerhalb eines Jahres, die die Bildung angepasster Zoozönosen verhindern. Wiesenvogeldichten sind auf Torfböden relativ gering (HÖTKER et al. 2007 S. 88). Empfehlenswert ist für diese Standorte anstelle von Überstauungen jedoch auch das Einstellen ganzjährig hoher Wasserstände, um die Rückquellung der meist stark degenerierten Torfe zu fördern und die Grundvoraussetzung für die Etablierung feuchtigkeitsliebender Lebensgemeinschaften zu schaffen (ebd.).
 - Das NLWKN (2009, Niedersachsen) gibt bzgl. der Grundwasserstände folgende artspezifischen Empfehlungen für den Kiebitz: Winterliche Überstauung (Dezember – März) mit sukzessivem Rückgang zum Frühjahr bis auf 40 cm unter Geländeoberkante, möglichst in Kombination mit größeren langfristig überfluteten Bereichen.
 - Erhalt/Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen zur Brutzeit (Blänken, Mulden, temporäre Flachgewässer, Gräben etc.: BOSCHERT 1999 S. 54, EGLINGTON et al. 2008, 2010: NLWKN 2009, NEUMANN 2011). Zur Vermeidung von Verlusten durch Ertrinken sind flache Ufer erforderlich (BOSCHERT 2008 S. 351, JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009), d. h. vorhandene steilwandige Gräben sind im Profil abzufachen. MÜLLER et al. (2009 S. 346) empfehlen bei Mulden und Teichen einen Böschungswinkel von max. 1:10. - An den Blänken sind bei starkem Aufkommen z. B. von Flatterbinse oder Röhrichten Pflegeschnitte durchzuführen (BORN et al. 1990 S. 39, TISCHEW et al. 2002). In Nordirland wurden auf Grünlandflächen aufgewachsene Binsenbüschel zu Beginn des Jahres (Januar – Februar) mit Hilfe eines Freischneiders entfernt, um die Sichtverhältnisse für Bodenbrüter zu optimieren. In der Folge erhöhte sich die Anzahl der erfolgreich brütenden Kiebitze und Rotschenkel (ROBSON & ALLCORN 2006). KIPP (1982) empfiehlt die Anlage von 0,5 ha großen Blänken mit einer Tiefe von maximal 80 cm und einer buchtenreichen Ausformung. Bei maximaler Wasserführung sollte die offene Wasserfläche 0,1-0,5 ha betragen. [STÜBING & BAUSCHMANN \(2011 S. 96\) empfehlen die Anlage kleiner, flacher Inseln \(höher liegende Bereiche\) in diesen Stillgewässern um die Attraktivität als Fortpflanzungsstätte stark zu steigern.](#)

- Pflege des Grünlandes (Mahd / Beweidung): Grundsätzlich ist in der Regel ein Mosaikmanagement (Schaffung von einem Mosaik aus Wiesen-, Weide- und Mähweidenutzung bei gestaffelten Mähterminen / Beweidungsdichten), bei dem großflächige kurzrasige Bereiche mit (kleineren) höherwüchsigen Flächen abwechseln, sinnvoll, damit Nahrungsflächen und Versteckmöglichkeiten nahe beieinander liegen (NLWKN 2009; BORN et al. 1990 S. 40, MÜLLER et al. 2009 S. 346, LANUV 2011 S. 94 f.). Dies gilt insbesondere dann, wenn auf einer Fläche die Ansprüche mehrerer Arten erfüllt werden sollen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement). Das LANUV (2011) empfiehlt folgende artspezifischen Pflegetermine für den Kiebitz: kein Walzen nach dem 15.3., Grünlandmahd erst ab 15.06.; möglichst keine Beweidung oder geringer Viehbesatz bis 15.06.

- Die konkrete Pflegeintensität ist an die lokalen Bedingungen – insbesondere die Wüchsigkeit des Standortes – und die artspezifischen Ansprüche an die Vegetation (s. o.) anzupassen. Einerseits soll die Pflege nicht so intensiv sein, dass Verluste durch Mahd oder Beweidung (Tritt) auftreten. Andererseits kann eine zu extensive Pflege zu einem erhöhten Vegetationswachstum führen, was insbesondere für den Kiebitz als auf kurzrasige Strukturen angewiesene Art negativ ist (z. B. KÖSTER & BRUNS 2003, PEGEL 2002). Dies kann v. a. bei Flächen auftreten, die vorher als Intensivgrünland stark gedüngt wurden und somit eine hohe Wüchsigkeit aufweisen. In diesen Fällen ist zu prüfen, ob vor der eigentlichen Nutzung als Extensiv-Grünland eine Phase mit erhöhten Pflegeschnitten / Beweidung erforderlich ist, um die Nährstoffe / die Wüchsigkeit der Fläche zu reduzieren.

Wenn nachweislich in einer konkreten Fläche Kiebitze (o. a. Wiesenbrüter) vorhanden sind, kann auch eine frühere Mahd erfolgen. Ein solches Konzept verlangt allerdings einen höheren Betreuungsaufwand (JUNKER et al. 2006).

- Die Beweidungsintensität ist so zu regulieren, dass ein Teil der Weidefläche nie vollständig abgefressen wird, so dass neben kurzrasigen Nahrungsflächen auch höherwüchsige Versteckmöglichkeiten vorhanden sind (MÜLLER et al. 2009 S. 345). Eine hohe Beweidungsintensität kann zu starken Gelegeverlusten durch Tritt führen (DÜTTMANN et al. 2006, MÜLLER et al. 2009). Diese Verluste können durch eine Reduzierung der Weideviehdichte minimiert werden. Dabei verursachen z. B. Pferde höhere Verlustraten als Milchkühe (JUNKER et al. 2006), ebenso verursachen Jungrinder bei gleicher Dichte höhere Verlustraten als Milchkühe (BEINTEMA & MÜSKENS 1987 zit. ebd.). Die Verwendung von Großvieheinheiten (GVE) bei der Festsetzung von Weideviehdichten in Wiesenvogelgebieten wird deshalb den wissenschaftlichen Erkenntnissen nicht gerecht (JUNKER et al. 2006). Die Weideviehdichte muss den Gegebenheiten vor Ort angepasst sein. Nach SHRUBB (2007, zit. bei MÜLLER et al. 2009 S. 343) verursacht eine Dichte von einem Weidetier / ha wenig Probleme. Er empfiehlt, weniger Jungtiere und dafür mehr Alttiere einzusetzen, jedoch keine Schafe, da Kiebitze diese im Unterschied zu Rindern nicht vom Nest fernhalten können. Überstaute und sehr nasse Grünlandflächen werden vom Weidevieh besonders zu Beginn der Brutsaison bzw. der Beweidung gemieden. Damit erhöht sich der Weidedruck auf die verbliebenen weniger feuchten Bereiche, in denen sich häufig auch die Wiesenvogelgelege befinden (JUNKER et al. 2006). STÜBING & BAUSCHMANN (2011, S. 95) beschreiben den positiven Effekt von Rinderbeweidung auf den Kiebitzbrutbestand als Folge des entstehenden Mosaiks aus teilweise bewachsenen Flachwasser- und Schlammflächen und kurzrasigem Weidegrünland.
- Düngung: Falls Flächen so mager werden, dass das Nahrungsangebot an Kleintieren für die Wiesenvögel abnimmt, ist eine mäßige Düngung, idealerweise als P-/K - Düngung zu erwägen (NLWKN 2009).
 - Die Art des Düngers scheint Einfluss auf das Ansiedlungsverhalten von Kiebitzen zu nehmen. So führte in der Stollhammer Wisch die Frühjahrsdüngung mit Stallmist mehrfach in der Folge zu Ansiedlungen von Kiebitzen (und Uferschnepfen, JUNKER et al. 2006). Um die Diskrepanz zwischen Verzicht auf Düngung (um niedrige Vegetationsstrukturen zu schaffen) und Durchführung von (Festmist-) Düngung (um das Angebot von Kleintieren als Nahrungsangebot der Wiesenvögel) auszugleichen, können ggf. in der gesamten Maßnahmenfläche die einzelnen Parzellen unterschiedlich gedüngt werden (BEHRENS et al. 2007).

- Maschinelle Flächenbearbeitungen können (insbesondere auf konventionell bewirtschaftetem Grünland) z. T. starke Verluste hervorrufen. Eine große Gefahr geht vor allem vom Schleppen / Walzen aber auch von der Gülledüngung im zeitigen Frühjahr aus. Das Schleppen / Walzen kann im Extremfall zur Zerstörung aller Erstgelege führen. Deshalb sollte die landwirtschaftliche Frühjahrsbearbeitung der Flächen auf die Zeit vor der Legeperiode der Wiesenvögel, ab 15.03., beschränkt sein. Alternativ können Wiesenvogelgelege auch markiert und bei der Flächenbearbeitung ausgespart werden (vgl. Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt, JUNKER et al. 2006). Flächenhafte Mahd soll erst nach Flüggewerden der Jungen stattfinden (Ausnahme: Mosaikmahd mit kurzrasigen Streifen / Parzellen) sowie zeitlich gestaffelt stattfinden (vgl. STÜBING & BAUSCHMANN (2011, S. 95)).
- MÜLLER et al. (2009 S. 345, Schweiz) schlagen bei sehr wüchsigen Standorten als Alternative zu länger dauernden Ausmagerungsphasen das Abschieben von nährstoffreichem Oberboden vor, wodurch gleichzeitig auch ein Mikorelief mit flachen überstauten Senken geschaffen werden kann. Die Maßnahme wurde in der Schweiz bereits mehrfach erfolgreich für den Kiebitz umgesetzt (ebd. S. 336 f.). Teilweise wird auch oder zusätzlich ein Pflügen des Oberbodens zur Schaffung kurzrasiger Bereiche empfohlen.
 - In der Reusebene wurde jährlich ein Bereich von 50 x 80 m im Februar vor Ankunft der Kiebitze gepflügt und geeggt, der von 1-2 Kiebitzpaaren angenommen wurde. SQUIRES & ALLCORN (2006) konnten die Ansiedlung von Kiebitzen (und Rotschenkeln) auf Grünland durch stellenweises zweijährliches Umpflügen (chisel ploughing) zur Schaffung von kleinen Erhebungen und Rasenstücken erhöhen (in Kombination mit Hebung des Grundwasserstandes und Beweidung durch Schafe und Rinder). Ähnlich zeigte sich bei WILSON (2005) ein positiver Effekt u. a. auf den Kiebitz durch Abschieben der Vegetation von Kalksteinbänken (limestone slag banks).
- Ggf. Rodung von Gehölzen, insbesondere wenn diese eine Sichtbarriere und / oder Rückzugsraum, Ansitzwarten für Prädatoren darstellen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Das Maßnahmenpaket erfordert eine umfassende (Standorts-) Planung, Betreuung und Pflege bezüglich der Wasserstände, der Offenhaltung durch Mahd / Beweidung und des (gelegentlichen) Entfernens von Gehölzaufwuchs.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- V. a. bei Betroffenheit mehrerer Wiesenlimikolen-Arten sind großflächige Maßnahmenflächen > 100 ha sinnvoll, um durch ein Mosaikmanagement bezüglich Bodenfeuchte, Wasserstand, Vegetationshöhen und -dichten den graduell unterschiedlichen Ansprüchen zwischen den Arten und auch innerhalb einer Art zu genügen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement).
 - Kiebitzjunge bevorzugen kürzere Vegetation als Uferschnepfenjunge, da diese längere Beine haben (JUNKER et al. 2006, OOSTERVELD et al. 2011, PEGEL 2002), Kiebitze suchen für Nachgelege und Kükenaufzucht früh gemähte Flächen auf (JUNKER et al. 2006), Jungvögel von Uferschnepfe und Brachvogel können dagegen in den ersten Lebenswochen nicht stochern und sind somit auf blütenreiche (insektenreiche) Bestände angewiesen (BEHRENS et al. 2007); die Küken der Uferschnepfe präferieren insektenreiche Nahrungsflächen mit mittlerer Vegetationshöhe von 15-25 cm, die Altvögel eher regenwurmreiche und kurzrasige Bereiche (STRUWE-JUHL 1999), Brut- und Rückzugsflächen der Alt-Brachvögel haben eine höhere Vegetation als die der Jungen (Staatliche Vogelschutzbehörde Hessen, RLP, Saarland 1987), die Bekassine braucht „weicheren“ Boden zum Stochern (AUSDEN et al. 2001)
- Mögliche Konflikte zum botanischen Feuchtwiesenschutz.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen (-pakete) können – bei vorhandener Grundeignung der Fläche – bereits im ersten Jahr erfolgreich sein (z. B. HANDKE 2004 zit. bei HABERREITER & DENNER 2006, hessischer Oberrhein: Kiebitz; MÜLLER et al. 2009 S. 341 Fraubrunnenmoos, Schweiz). Z. B. sind Kiebitze nicht auf das Vorhandensein einer bestimmten Pflanzengesellschaft angewiesen und können auch kurzfristig Äcker besiedeln. BOSCHERT (1999 S. 53, Renchniederung in der Oberrheinebene) berichtet von der Anlage einer Flutmulde im Grünland. Im Jahr nach der Anlage der Flutmulde hatte sich der Kiebitzbestand von vorher regelmäßig 3-4 Paaren auf 7-8 Paare verdoppelt. Auch HÖTKER et al. (2007 S. 5) weisen darauf hin, dass sich positive Auswirkungen von Maßnahmen auf die Wiesenvogelbestände v. a. in den Jahren nach der Umsetzung zeigten (danach teilweise nicht mehr aufgrund suboptimaler Folgeentwicklung).
- Aufgrund der meist hohen Reviertreue, um den Vögeln eine Raumerkundung / Eingewöhnung zu ermöglichen und um eine Etablierung der Vegetation zu erreichen, ist jedoch im Regelfall eine Vorlaufzeit von mind. 2 Jahren zu veranschlagen. Dies hängt auch davon ab, wie schnell sich ein erhöhter Grundwasserstand einstellen kann.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Kiebitzes sind gut bekannt. Positive Wirkungen der Maßnahmenpakete zur Habitatgestaltung im Grünland sind zahlreich belegt (z. B. HANDKE 1995; HIELSCHER 1999, JUNKER et al. 2006; MÜLLER 1989; MÜLLER et al. 2009, S. 333; NEUMANN 2011, PEGEL 2002, STÜBING & BAUSCHMANN 2011, TESCH 2006), wobei sich aber teilweise eine Überlagerung durch ungünstige Faktoren wie Prädation zeigte (vgl. Prädatorenmanagement). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist aufgrund der umfassenden Untersuchungen dennoch als sehr hoch zu bezeichnen (auch RUNGE et al. 2010 S. 120).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	sehr hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Acker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Kiebitze brüten seit mehreren Jahrzehnten regelmäßig auch auf Äckern. Gefährdungen ergeben sich durch den Verlust von Brutflächen infolge von Änderungen im Anbauverhalten, durch hohe Gelegeverluste infolge maschineller Bearbeitung (STÜBING & BAUSCHMANN 2011, S. 69) insbesondere der Maisflächen sowie durch Nahrungsarmut in den ausgedehnten, strukturarmen, intensiv genutzten Ackerflächen (HEGEMANN et al. 2008). In der Maßnahme werden speziell auf den Kiebitz angepasste Maßnahmen auf Ackerflächen beschrieben.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Betroffene Kiebitzvorkommen auf Acker

- Kiebitzvorkommen in unmittelbarer Nähe
- Vorhandene Ackerflächen, kein Umbruch von Grünland in Acker für die Maßnahmen.
- Begünstigend für den Erfolg der Maßnahme ist die direkte Nachbarschaft zu Viehweiden, wohin die Kiebitze ihre Jungen führen können (LANUV 2011b S. 95, ansonsten kann es bei Austrocknung der Ackerböden zu einem Nahrungsmangel für die Küken kommen, SCHIFFERLI et al. 2009 S. 324). Für die „kiebitzorientierte“ Bewirtschaftung sollten möglichst feuchte oder nasse Äcker (bzw. feuchte Teilflächen, Fehlstellen in Äckern) genutzt werden, diese sind ohnehin schwieriger und oft erst später im Jahr nutzbar und darüber hinaus für die Kiebitze besonders attraktiv (PUCHTA et al. 2009 S. 293, RÜCKRIEM et al. 2009 S. 147, STÜBING & BAUSCHMANN 2011, S. 69).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Nach den Angeboten des Vertragsnaturschutzes NRW (LANUV 2010 S. 16 f. bzw. THIELE 2009 für ausgewählte Kreise, Einbindung der Biologischen Stationen / ornithologischen Verbände in die Flächenauswahl erforderlich) sind zum Schutz brütender Kiebitze folgende Maßnahmenkombinationen einzeln oder kombiniert anzuwenden:
 - Bearbeitungsfreie Schonzeiten bei Mais-, Hackfrucht- und Gemüseanbau (Paket 4023): mindestens einmalige flache Bodenbearbeitung zwischen 1. Januar und 21. März, Verzicht auf Bodenbearbeitung ab 22. März bis 5. Mai. Sofern witterungsbedingt eine Bodenbearbeitung zwischen 1. Januar und 21. März nicht möglich ist, können in Absprache mit der Bewilligungsstelle folgende Fristen vereinbart werden: bei Mais-, Hackfrucht- und Gemüseanbau mindestens einmalige flache Bodenbearbeitung bis 31. März und Verzicht auf Bodenbearbeitung zwischen 1. April und 15. Mai. Die Bewilligungsbehörde ist im Zeitraum zwischen 17. und 19. März über die nicht mögliche Bodenbearbeitung zu informieren. Es sollten aus den Vorjahren regelmäßige Brutvorkommen in maximal 500 m Entfernung zu der Maßnahmenfläche belegt sein und/oder es sollten in dem Maßnahmenjahr Beobachtungen balzender Kiebitze im Nahbereich vorliegen.
 - Schaffung von Nahrungs- und Brutflächen (Paket 4042): Einsaat von 6 - 12 m breiten Grasstreifen mit Horst-Rotschwengel (obligatorische Herbstsaat bis spätestens Ende September). Lage innerhalb eines Mais-, Hackfrucht- bzw. Gemüseackers (keine Randlage). Dauerhafte oder jährliche Einsaat. Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutzmittel; keine Nutzung, keine Pflegemaßnahmen. Es sollten aus den Vorjahren Brutvorkommen in maximal 1000 m Entfernung zu der Maßnahmenfläche belegt sein. Der mehrjährige Horst-Rotschwengel kann normalerweise 2-3 Jahre an derselben Stelle wachsen, ohne zu sehr von hochwüchsigen Gräsern bzw. Kräutern überwachsen zu werden. Danach ist in der Regel eine erneute Einsaat im Herbst nötig, um die Artenschutzfunktionen erzielen zu können. (Bei Paket 4042 Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten).
- In Anlehnung an die Untersuchungen von ILLNER (2007) im Kreis Soest sollen Ackerstreifen mind. 10 m breit sein und insgesamt eine Fläche von mind. 0,5 ha aufweisen. HEGEMANN et al. (2008) empfehlen die Anlage von kraut- und insektenreichen Schutzstreifen zur Verbesserung der Nahrungssituation und als Rückzugsraum. Bei der Ansaat z. B. von Buntbrachen darf die Saatgutmischung nicht zu hoch und dicht aufwachsen, sondern muss eine niedrigwüchsige bis lockere Vegetation gewährleisten (MÜLLER et al. 2009 S. 336, Schweiz).
- Erhalt/Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen zur Brutzeit (Blänken, Mulden, temporäre Flachgewässer, Gräben etc., PUCHTA et al. 2009 S. 294), v.a. aufgrund des höheren Feuchtigkeitsbedarf der Jungvögel (STÜBING & BAUSCHMANN (2011, S. 69). Zur Vermeidung von Verlusten sind flache Ufer erforderlich (JUNKER et al. 2006), d. h. vorhandene steilwandige Gräben sind im Profil abzuflachen. MÜLLER et al. (2009 S. 346) empfehlen bei Mulden und Teichen einen Böschungswinkel von max. 1:10 (vgl. auch Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Jährliche Pflege nach den o. g. Vorschriften. Die Lage der Fläche kann dabei rotieren.
- Nach Bedarf Entfernen von Gehölzen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Spritzen der Kulturen mit großen Maschinen wird von den Brutvögeln toleriert, Gelegeverluste sind selten. Mechanische Unkrautbekämpfung kann dagegen zu hohen Nestverlusten führen (KRAFTEN & DE SNOO 2007, zit. bei PUCHTA et al. 2009 s. 294). [Der Biozid- / Pestizideinsatz, sowie das Ausbringen von Gülle am Maßnahmenstandort ist zu reduzieren \(STÜBING & BAUSCHMANN 2011\)](#).
- Bei CHAMBERLAIN et al. (2009) zeigte sich eine fördernde Wirkung von blanken Bodenstellen in den Äckern auf die Annahme durch Kiebitze.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist mit Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Kiebitzes auf Äckern sind gut bekannt. Äcker lassen sich „kiebitzorientiert“ bewirtschaften, in dem mit der Bestellung bis Ende Mai gewartet wird, so dass die Jungen der Erstgelege schlüpfen und den Acker verlassen können. Begünstigend für den Erfolg der Maßnahme ist [die direkte Nachbarschaft zu Viehweiden, wohin die Kiebitze ihre Jungen führen können – das Vorkommen von Fehlstellen, vegetationsarmen, feuchten Ackerabschnitten aufgrund von Druckwasser etc., die die Jungvögel ebenso wie benachbarte Viehweiden und Weiden mit Wassernähe aufsuchen können \(vgl. STÜBING & BAUSCHMANN 2011, S. 38 und 56\)](#).
- Es liegen mehrere Wirksamkeitsnachweise vor (siehe auch o. g. Quellen): Im Wauwilermoos (Schweiz) wurde 2009 erstmals die Bodenbearbeitung von über den Winter brach liegenden Feldern bis nach dem Schlüpfen der Kiebitzküken verschoben, was sich zusammen mit Gelegeschutzmaßnahmen positiv auf den Bruterfolg auswirkte (SCHIFFERLI et al. 2009). Positive Effekte von Extensivierungsmaßnahmen im Acker beschreiben auch CHAMBERLAIN et al. (2009), EYLERT & LANGE (2006), ILLNER (2008) und SHELDON et al. (2007).
- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pfleger zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

[Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	sehr hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt (Av2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Als flankierende Maßnahme zur Habitatentwicklung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) und zum Schutz vor landwirtschaftlicher Bearbeitung oder Viehtritt werden Nester mit Gelegen zunächst lokalisiert, dann durch Markierungen bzw. Körbe geschützt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Vorkommen der Zielart mit lokalisiertem Gelege auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Beispiel Programm „Förderung von Maßnahmen zur Entwicklung von Natur und Landschaft sowie zur Qualifizierung für Naturschutzmaßnahmen“ in Niedersachsen (MELTER et al. 2009):
 - Nestersuche: Auf Grünland und Acker werden die Nester von Wiesenlimikolen durch Gebietsbetreuer markiert und im Abstand von ca. 3 m mit Stöcken markiert.
 - Gelegeschutz: Umfahren und Aussparen der Nester bei den Bewirtschaftungsschritten. Auf Acker kleinräumiges Umsetzen von Gelegen. Bei hoher Gelegedichte kommen auch flächenhafte Maßnahmen (Aussetzen einzelner Bearbeitungsgänge, verzögerte Einsaat, verzögerte Mahd) in Betracht.
 - Gelegeschutz: Verzicht auf Schleppen und Walzen nach dem 15. März („Frühjahrsruhe“).
 - Kükenschutz: Vorsichtiges, langsames Mähen von innen nach außen und Begrenzung der Mähgeschwindigkeit auf max. 8 km / h bei einer Mähwerksbreite von max. 3 m.
- Beispiel Kiebitzschutzprojekt im Schweizer Wauwilermoos (SCHIFFERLI et al. 2009): Es wurden zunächst die Nester lokalisiert, in einer Distanz von 2 m beidseitig mit Stäben markiert und den Landwirten gemeldet. In einer ersten Phase des Projektes wurden beim Pflügen, Eggen und bei der Ansaat etwa 2 x 3 m große Flächen um das Nest ausgespart. In der zweiten Phase wurden die Nester bei den landwirtschaftlichen Arbeiten entfernt und nach Abschluss des Maschineneinsatzes wieder am alten Ort platziert. Beim Ausbringen von Pestiziden, Gülle oder Kunstdünger wurden die Nester mit Plastikeimern abgedeckt. Zum Schutz vor Prädation wurden die Felder mit Kiebitzbrutpaaren auch großflächig eingezäunt (s. u.).
- JUNKER et al. (2006) empfiehlt bei dem Einsatz von Gelegeschutzkörben / -Hauben die Beachtung der Tierarten: Gute Ergebnisse konnten bei Schafen, Junggrindern, Milchkühen und Ochsen erzielt werden. Bei Bullen- oder Pferdebeweidung war diese Form der Gelegesicherung meist erfolglos. Im Falle der Pferdebeweidung besteht darüber hinaus für die Weidetiere ein nicht unerhebliches Verletzungsrisiko. STÜBING & BAUSCHMANN (2011, S. 57) können den Einsatz von Gelegeschutzkörben aufgrund der individuell von ihnen ausgehenden Scheuchwirkung, sowie aufgrund zeitnah erfolgter Gelegeverluste durch Prädation nicht empfehlen.
- ~~Beachtung der Tierarten: Gute Ergebnisse mit Gelegekörben konnten bei Schafen, Junggrindern, Milchkühen und Ochsen erzielt werden. Bei Bullen- oder Pferdebeweidung war diese Form der Gelegesicherung meist erfolglos. Die Körbe wurden selbst bei stabiler Fertigung zerstört. Im Falle der Pferdebeweidung besteht darüber hinaus für die Weidetiere ein nicht unerhebliches Verletzungsrisiko (JUNKER et al. 2006, Wesormarsch)~~
- Gelegeschutz im Grünland oder stark beweideten Flächen soll mit Elektrozaunung verbunden werden (siehe Maßnahme: Prädatorenmanagement).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen.
- Wiederholung jährlich zur Brutzeit.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Hoher Bearbeitungs- und Betreuungsaufwand.
- Bei kleinräumiger Aussparung der Nestumgebung darf die umgebende Fläche aufgrund von mangelnder Deckung für die Jungvögel nicht negativ beeinflusst werden.

- Nach ROßKAMP (2005 S. 82) haben „langjährige Erfahrungen“ gezeigt, dass die Nestermarkierung keine Signalfunktion für Prädatoren hat. MÜLLER et al. (2009 S. 347) empfehlen dagegen, (Kiebitz-) Nester nicht direkt aufzusuchen, um keine Spur für Beutegreifer zum Nest zu legen. Bei den Untersuchungen von KRAGTEN et al. (2008) deutete sich an, dass vor landwirtschaftlichen Bearbeitungsgängen geschützte Nester häufiger von Prädatoren aufgesucht wurden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahme ist unmittelbar umsetzbar und sofort wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Erfolg von individuellem Gelegeschutz vor landwirtschaftlichen Tätigkeiten ist zahlreich belegt (KRAGTEN et al. 2008: Kiebitz, HÖNISCH & MELTER 2009: Kiebitz, Uferschnepfe, Brachvogel; HÖTKER et al. 2007 S. 5: Wiesenbrüter; JUNKER et al. 2006: Kiebitz; MELTER et al. 2009, THIEN & THIENEL 2008: Kiebitz, RUNGE et al. 2010 S. A123: Kiebitz; SCHIFFERLI et al. 2009: Kiebitz). Die „Erfolge“ können jedoch durch hohe Prädationsraten überlagert werden (BOSCHERT 2008, KRAGTEN et al. 2008, THIEN & THIENEL 2008). [Der Einsatz von Gelegeschutzkörben als Teilmaßnahme wird nicht empfohlen \(STÜBING & BAUSCHMANN 2011, S. 57\). Aufgrund der individuell nicht kalkulierbar wirkenden Scheuchwirkung sowie zeitnah erfolgter Gelegeverluste durch Prädation sehen die Autoren von einer Empfehlung ab.](#)
- Von einer Wirksamkeit der Maßnahme ist daher [bis auf die Gelegeschutzkörbe](#) auszugehen. Die Maßnahme soll aber nur temporär (nicht dauerhaft) und nur flankierend zur Habitatgestaltung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) erfolgen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch ([außer für Gelegeschutzkörbe](#))

4. Entwicklung und Pflege von Habitaten auf Industriebrachen / Kiesgruben (G2.1, O4.4, O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kiebitz kann lokal auch auf lückigen Ruderalflächen, Industriebrachen etc. vorkommen, soweit seine allgemeinen Habitatansprüche erfüllt sind (z. B. KOOIKER 2000, STREICHER 2000, [STÜBING & BAUSCHMANN 2011](#)). Bei Betroffenheit von auf solchen Standorten vorkommenden Kiebitzen werden ähnliche Flächen, die jedoch aktuell für den Kiebitz z. B. aufgrund zu starken Vegetationsbewuchses suboptimal ausgeprägt sind, in ihrer Eignung optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Maßnahmenstandort in ausreichender Entfernung zu für den Kiebitz bedeutsamen Störquellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde, Modellflugzeugflieger etc.) zu achten.
- Vorhandene, in ihrer Eignung für den Kiebitz (Habitatansprüche s. o.) aufwertungsfähige Ruderalstandorte wie z. B. Industriebrachen oder Abbaugelände wie Kiesgruben (keine Neuanlage von Ruderalflächen, keine Zerstörung anderweitig naturschutzfachlich wertvoller Biotope).
- Die Bodenverhältnisse sollen eine möglichst langfristige Offenhaltung gewährleisten (z. B. durch Nährstoffarmut und / oder Grund- oder Stauwasser) und eine möglichst geringe Belastung mit Bioziden o. a. Giften aufweisen.
- Betroffene Kiebitzpaare auf Ruderalflächen oder Industriebrachen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Schaffung übersichtlicher, nur spärlich bewachsener Flächen und einer lückigen, überwiegend kurzrasigen Vegetation durch Entfernung von Gehölzen, Zurückdrängen einer hohen und dichten Krautschicht, Abschieben des Oberbodens o. a.
- Günstig ist die Anlage von während der Brutzeit wasserführenden Flachgewässern (Blänken, vgl. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland), die die Kiebitze zum Trinken oder Baden aufsuchen können. Die Küken benutzen gerne die Ränder von kleinen Teichen, Tümpeln und Gräben, aber auch trocken gefallene Ackerpfützen und feuchte Schlammflächen, weil hier das Nahrungsangebot höher ist als auf den trockenen Parzellen (KOOIKER 2000 S. 340).
- Eine Bepflanzung der Standorte ist im Regelfall nicht notwendig (sondern eher kontraproduktiv).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmenfläche ist bis auf spärlichen Bewuchs durch krautige Pflanzen offen zu halten. Die Pflegemaßnahmen sollen außerhalb der Brutzeit stattfinden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen zur Herstellung offener Flächen sind im Regelfall kurzfristig nach Umsetzung bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt: Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme wird in der Literatur nicht genannt, ist jedoch von der Artökologie her plausibel. [STÜBING & BAUSCHMANN \(2011\)](#) nennen ein reiches Angebot von Ruderalflächen als allgemeine Maßnahme des Habitatschutzes für den Kiebitz.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Prädatorenmanagement (Av6.1, Av6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Einfluss von Prädatoren auf bodenbrütende Wiesenvögel wird zumindest lokal als wesentliche Rückgangsursache angesehen (umfassende Übersichten in LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005; weiter z. B. JUNKER et al. 2006, RUNGE et al. 2010 S. A120). Hohe Prädationsraten können anderweitige Habitataufwertungen überlagern (z. B. BAUSCHMANN 2011, BIO Consult 2010, GRIMM 2005, FLETCHER et al. 2010, PUCHTA et al. 2009). In der Regel sind nachtaktive Raubsäugetiere für die Prädation verantwortlich (v. a. Rotfuchs und Wildschwein; weiterhin: Waschbär, Marderhund, Mink), aber auch Nagetiere und Vögel können in unterschiedlichem Maße als Prädatoren auftreten (z. B. Greifvögel, Rabenvögel, Möwen, Graureiher) (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, HÖTKER et al. 2007 S. 73 f; SIEFKE et al. 2010, THYEN & EXO 2004.), Nagetiere, indirekt auch Kleinnager über ihre Bestandszyklen (SCHRÖPFER & DÜTTMANN 2010).

Die Maßnahme umfasst ein aktives (Av 6.1) und passives (Av 6.2) Prädatorenmanagement, das die direkte Bejagung der Prädatoren, habitatsteuernde Maßnahmen oder einen (passiven) Ausschluss der Prädatoren durch Zäune vorsieht. Ein Prädatorenmanagement empfiehlt sich als ergänzende Maßnahme, wenn auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren bestehen und bekannt ist, welcher Prädator einen starken Einfluss auf welche Zielart hat.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Zur grds. Eignung (Offenheit u. a.) siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Es bestehen auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren. Es ist bekannt, dass und welcher Prädator einen starken Einfluss auf den Kiebitz hat.
- Es bestehen keine nahen „Quellhabitate“ von Prädatoren außerhalb der Maßnahmenflächen (z. B. keine stark kleinparzellierte Struktur mit hohen Randeffekten: MACDONALD & BOLTON 2008, PUCHTA et al. 2009), ideal sind Standorte, bei denen die Zuwanderung von Randflächen reduziert ist (z. B. Inseln, Halbinseln).
 - Bspw. konnte im Seebachtal (Schweiz) trotz Elektrozaun nur ein geringer Bruterfolg festgestellt werden. Als Ursache wird eine hohe Prädationsrate vermutet (die Fläche lag nahe einem Waldbereich, MÜLLER et al. 2009 S. 341). Die Autoren folgern, dass kleinere Flächen im Umfeld von Waldbereichen offenbar nicht von Elektrozäunen profitieren, da sich kleine Kiebitzkolonien nicht gegenüber (Luft-) Prädatoren erfolgreich wehren können.
 - KÖSTER et al. (2001 S. 128) vermuten die hohe Prädationsrate beim Kiebitz im NSG „Alte-Sorge-Schleife“ (Schleswig-Holstein) in hohen Randeffekten begründet: Das Feuchtgrünland des NSG wird von Intensivgrünland und feuchten Moorflächen umgeben. Bei sehr feuchten Bedingungen wurde das NSG möglicherweise von Erdmäusen vom Moor her besiedelt, in trockeneren Jahren von Feldmäusen aus dem Intensivgrünland. So stehen im NSG ständig Kleinnager als Nahrungsquelle für Prädatoren zur Verfügung, aber nur in einem so geringen Ausmaß, dass diese sich nicht ausschließlich von ihnen ernähren können. Auch EXO (2008) fand beim Rotschenkel im Jadebusen eine lokale Variation der Prädationsrate, die er auf die unterschiedliche Erreichbarkeit für Prädatoren zurückgeführt (Nähe von Deichen mit angrenzenden Baum- und Buschreihen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Aktives Prädatorenmanagement durch Bejagung / Tötung der Prädatoren durch erfahrene Berufsjäger, z. B. durch Verwendung von Kunstbauten oder Jungfuchsbejagung beim Rotfuchs. Die Verwendung von Giften ist zwar wirksam, aber aus rechtlichen Gründen problematisch (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 281).
- Passives Prädatorenmanagement (Bodenprädatoren) durch Körbe / Elektro-Zäune um das Nest oder die Nahrungshabitate zur Verhinderung der Prädation auf die Jungen (RICKENBACH et al. 2011, SMITH et al. 2011).

Nach BOSCHERT (2008) ist es für den Maßnahmenenerfolg wichtig, dass die Zäune aus mehreren quer verlaufenden und Strom führenden sowie senkrechten und nicht Strom führenden Litzen bestehen und eine Maschenweite von max. 15 x 15 cm aufweisen, Zäune mit wenigen, horizontal verlaufenden und Strom führenden Litzen zeigen offensichtlich keinen Erfolg. Idealerweise wird ein möglichst großer Raum um das Nest eingezäunt, um den nestflüchtenden Jungtieren möglichst lange einen Schutz vor Prädatoren zu geben (BOSCHERT 2008 S. 351 empfiehlt für den Brachvogel mind. 2 ha).

- Passives Prädatorenmanagement durch habitatsteuernde Maßnahmen:
 - Reduzierung von Gehölzen und höherwüchsigen Krautbeständen, die von Greifvögeln, Rabenvögeln, Säugetieren o. a. als Sitzwarten / Rückzugsräume genutzt werden können (JUNKER et al. 2006).
 - Rückbau von Strukturen, die dem Rotfuchs als Behausung bzw. Tagesversteck dienen könnten (z. B. leerstehende Gebäude, JUNKER et al. 2006).
 - Großflächige Wiedervernässung mit dem Ziel, das Angebot an Kleinnagern als Nahrungsgrundlage für den Rotfuchs zu verringern. Die Wirksamkeit winterlicher Überstaumaßnahmen konnte in einigen Fällen gezeigt werden. Allerdings können die Überstaunungen auch lediglich zu einer Verschiebung des Prädatorenspektrums (Fuchs zu Iltis und Mink) führen und sich negativ auf die Nahrungsverfügbarkeit v. a. der Bodentiere auswirken (HÖTKER et al. 2007 S. 75, vgl. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland). Weiterhin gibt es auch Beispiele, bei denen selbst in von Gräben umschlossenen, großen Grünlandgebieten mit hohem Wasserspiegel Rotfuchse hohe Gelege- und Kükenverluste bei Wiesenvögeln verursachten. Dies kann damit zusammenhängen, dass die Wiedervernässung nicht notwendigerweise zu einem Nahrungseingpass für den Rotfuchs führt, da nun andere Beutetierarten wie Bisam oder Enten auftreten können. Weiterhin stehen Wühlmäuse – wenn diese durch die Überstaunung dezimiert werden – nicht mehr als Nahrungsquelle für Raubsäuger zur Verfügung, wodurch sich der Prädationsdruck auf Bodenbrüter ggf. noch erhöht.
 - KEMPF (2005 zit. bei JUNKER et al. 2006) fand bei winterlichen Überstaunungen von Grünland im Bremer Raum, dass der Erdmausbestand bei starken jährlichen Schwankungen abnahm und die geringe Kleinsäugerdichte für die Prädatoren bis zum Hochsommer kein attraktives Nahrungsangebot darstellte. Im August / September kamen die Erdmäuse dann aber wieder in mittleren bis hohen Dichten vor, so dass durch die Überschwemmungen im Untersuchungsgebiet die Prädatoren wahrscheinlich nicht dauerhaft verdrängt werden können.
- Passives Prädatorenmanagement durch Vergrämung / Repellentien, chemische Fortpflanzungshemmung: Diese Methoden befinden sich noch im Erprobungsstadium, es liegen (noch) keine gesicherten Erkenntnisse dazu vor. Die Maßnahmen sind noch nicht praxisreif (GRIMM 2005 S. 339, JUNKER et al. 2006, LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 283).
- Sofern noch nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Reduzierung von Freizeitnutzung, auch: starker Besatz mit Weidetieren): Die Wirkung der Prädation steht in Wechselwirkung mit den Eigenschaften des Lebensraumes. So konnte häufig beobachtet werden, dass Prädationsraten auf stark beweideten Parzellen höher waren als auf unbeweideten – vermutlich wegen mangelnder Deckung und vermehrten Störungen (HÖTKER et al. 2007 S. 73; SCHEKKERMANN et al. 2009 für die Uferschnepfe). Auch können Störungen durch Menschen zu einer erhöhten Prädationsrate führen, wenn durch die Störung der Zugang für Prädatoren erleichtert wird (MÜLLER et al. 2009 S. 331) oder die Altvögel durch häufiges Verlassen des Neststandortes seltener Gelegeverteidigungen vornehmen können (STÜBING & BAUSCHMANN (2011)).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Elektrozaun: Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen (z. B. Freimähen, Prüfung der Batterien).
- Habitatsteuernde Maßnahmen: Aufrechterhaltung der Offenheit durch nachbrutzeitliche Beweidung / Mahd der ausgezäunten Teilflächen.
- Der Abschuss muss jährlich wiederholt (und mit großer Intensität) durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Aktives Prädatorenmanagement kann zu Störungen von Ziel- und Nichtzielarten führen.
- Aktives Prädatorenmanagement und individueller Nestschutz (Auszäunungen) sind sehr personalaufwändig.
- Unterschiede bestehen in der Frage, ob eine aktive Reduzierung von Prädatoren, insbesondere von Raubsäugern, nur lokal z. B. in Schutzgebieten seltener Bodenbrüter (HERRMANN 2009) oder generell und flächenhaft (KÖPPEN 1999, PROFT 2010, SIEFKE et al. 2010) anzustreben sei.
- BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann.
- Eine umfassende fachliche Vorbereitung beim aktiven Prädatorenmanagement ist einerseits notwendig, um den fachlichen Erfolg sicherzustellen. Zum anderen erscheint eine umfassende Planung und Begründung aber weiterhin geboten, um auch „weichen“ Faktoren wie (tier-) ethischen Gesichtspunkten bei der Regulierung hochentwickelter Wirbeltiere begegnen zu können (z. B. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 280, LITTIN et al. 2004). V. a. im englischsprachigen Raum gibt es zur Behandlung dieser Thematik Ansätze (z. B. BROOM & BRADSHAW 2000, COWAN 2011, FOX et al. 2003, FRASER 2010, LITTIN 2010, MATHEWS 2010, PAQUET & DARIMONT 2010), weiterhin auch bei GORKE (2010), PIECHOCKI et al. (2004 S. 532) und PIECHOCKI (2010 S. 183 ff.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Positive Wirkungen vom Prädatorenmanagement auf Bodenbrüter sind mehrfach belegt (z. B. FLETCHER 2010, MÜLLER 1997), andererseits muss Prädation nicht immer ein entscheidender Faktor sein (HÖNISCH & MELTER 2009), eine Prädatorenkontrolle muss auch nicht immer zu einem Bestandsanstieg der Zielarten führen (BOLTON et al. 2007).
- SMITH et al. (2011) kommen nach einer Literaturobwohl zu dem Ergebnis, dass Gelegeschutz durch Körbe oder Zäune in der Regel eine geeignete Maßnahme ist. Grundsätzlich wird der Einsatz von Elektrozäunen als positiv bewertet. Elektrozäune wirken jedoch nicht gegen flugfähige Prädatoren wie Rabenvögel, Greifvögel oder Möwen. Elektrozäune können im Einzelfall auch vom Fuchs o. a. überwunden werden (BOSCHERT 2008 S. 349, SCHIFFERLI et al. 2009 S. 323) und bieten ferner wahrscheinlich auch keinen Schutz gegen Kleinsäuger (abhängig von der Maschenweite), die ggf. auch als Prädatoren auftreten können. ISAKSSON et al. (2007) weisen darauf hin, dass durch Auszäunung geschützte Nester von Kiebitz und Rotschenkel zwar höheren Bruterfolg hatten, sie weisen jedoch auf erhöhte Prädationsraten brütender Altvögel beim Rotschenkel hin, die oft lange sitzen blieben, wenn ein Prädatör sich näherte. Die Autoren empfehlen Auszäunungen für Arten, die das Nest bereits verlassen, wenn der sich nähernde Prädatör noch weiter entfernt ist. Nach HGON (2009) erreichten durch die Elektrozäune und die Flutmulden 3 von 4 Brachvogelgelegen Bruterfolg, während in den Vorjahren kein Junges flügge geworden war. Nach BOSCHERT (2008, 2010) konnten durch Elektrozäune beim Brachvogel hohe Schlupferfolge und – teilweise – auch hohe Bruterfolge erzielt werden, wobei jedoch auch andere Faktoren (v. a. Witterung) eine Rolle spielten. Unklarheiten bestehen noch zu dem Aspekt, inwieweit ein erhöhter Bruterfolg durch die Maßnahmen auch zu einem Populationsanstieg führt. Positive Effekte von Auszäunungen gegenüber Bodenprädatoren belegen auch RICKENBACH et al. (2011, Kiebitz), KUBE et al. (2005 S. 304), LANGGEMACH & BELLEBAUM (2005 S. 279 Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel) und STÜBING & BAUSCHMANN (2011, Kiebitz), bei einer gezielten Nachbrutzeitlichen Beweidung der zuvor ausgezäunten Teilflächen. Nach STÜBING & BAUSCHMANN (2011) ist Gelegeschutz mit Elektrozaun (als Maßnahme des passiven Prädatorenmanagements) zu empfehlen, sofern die Maßnahme mit nachbrutzeitlicher Beweidung der zuvor ausgezäunten Teilflächen verbunden wird.
- Die Entfernung von Gehölzen zur Reduktion des Prädatoreinflusses durch Vögel (z. B. Rabenkrähe, Mäusebussard) / das Reduzieren von für den Rotfuchs potenziellen Versteck- oder Wurfbaulflächen wird als geeignete (Teil-) Maßnahme eingestuft. Ob diese Maßnahme für sich allein ausreicht, ist im Einzelfall festzulegen und ggf. mit einem Monitoring zu begleiten.

- Zur Wirkung von Wasserstandsanehebungen zum Ausschluss von Bodenprädatoren liegen noch widersprüchliche Aussagen vor. Vermutlich ist ein wesentlicher Faktor die Größe der überstauten Fläche, so dass für randlich vorkommende Prädatoren ein „Puffer“ entsprechend deren Aktionsraumgröße eingeplant werden muss. Die Maßnahme wird als grundsätzlich geeignet eingestuft, soll jedoch mit einem Monitoring verbunden werden.
- Tötungen von Prädatoren führten in vielen Fällen zu höheren Reproduktionsleistungen bei den Wiesenvögeln, aber nicht immer zu positiven Bestandsveränderungen. Einen Bestandsanstieg der Zielarten durch Prädatorenkontrolle führen z. B. FLETCHER et al. (2010) und MÜLLER (1997) an, während z. B. bei PUCHTA et al. (2009) keine Reduktion der Prädationsrate trotz intensiver Bejagung erreicht werden konnte und BOLTON et al. (2007) keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Zielarten fand. Nach HARTMANN (2002, zit. bei LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005) konnten Treibjagden, Falleneinsatz, Aufgraben von Wurfbauten, Einsatz von Kunstbauten, chemische Duftkonzentrate u. a. teilweise nicht einmal auf kleinen Inseln wie der Greifswalder Oie (54 ha, 12 km vor der Küste) eine Freiheit von Bodenprädatoren gewährleisten. Möglicherweise war die Bejagung immer noch nicht intensiv genug. STÜBING & BAUSCHMANN (2011, S. 98) sehen die Anwendung intensiver Bejagung als Schutzinstrument ebenso bestenfalls in ergänzender Rolle. Aufgrund der starken regionalen Unterschiede im Umfang der Prädation von Wiesenvogelküken und -gelegen sowie den beteiligten Prädatoren ist die Entscheidung, ob ein Prädatorenmanagement sinnvoll ist oder nicht und wie dieses durchzuführen ist, eine Einzelfallentscheidung, die eine umfassende Planung voraussetzt. Nach LANUV (2011b, S. 111) kann eine Prädatorenbejagung in Einzelfällen zur Sicherung des Bruterfolges erforderlich sein, zunächst sollte aber ein Nachweis von Schäden erfolgen. Nach LANUV (ebd. S. 243) liegen die Hauptgefährdungsursachen von Bodenbrütern zumeist in Lebensraumverschlechterungen, daher sei ein eventuelles Prädatorenmanagement bestenfalls als lokale Zusatzmaßnahme und mit geringerer Priorität durchzuführen. Die Wirksamkeit einer Prädatorenbekämpfung ist vor allem an solchen Orten zu erwarten, an denen die freigewordenen Reviere nicht unmittelbar durch benachbarte Individuen aufgefüllt werden können, also etwa auf Inseln oder Halbinseln (HÖKTER et al. 2007 S. 74). Aktives Prädatorenmanagement ist (auch wegen teilweise widersprüchlicher Befunde) keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sie kann bei örtlicher Notwendigkeit jedoch andere vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen ergänzen. BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann. Die Maßnahme ist mit einem Monitoring zu verbinden.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 8.11.2011) besteht für Maßnahmen zum aktiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine geringe, für Maßnahmen zum passiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (passive Maßnahmen) **bis gering** (aktive Maßnahmen); beide nur als flankierende Maßnahme

Fazit: Für den Kiebitz liegen zahlreiche Untersuchungen zur Durchführung von Maßnahmen vor. Danach lassen sich grundsätzlich vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen durchführen, für die jedoch – in unterschiedlichem Ausmaß – ein hoher Flächenbedarf, ein hoher Zeit- und Personalbedarf und umfassende Vorplanung bzw. Monitoring erforderlich sind.

Angaben zur Priorisierung:

- Die Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland hat eine höhere Priorität als die Entwicklung und Pflege von Habitaten im Acker
- Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt: geringe Priorität

Quellen:

- Andretzke, H., T. Schikore & K. Schröder (2005): Artsteckbriefe. In: P. Südbeck, H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 135-695. Radolfzell.
- Ausden, M.; Sutherland, W.J.; James, R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied Ecology* 38: 320-338.
- Bauschmann, G. (2011): Artenhilfskonzepte für Wiesenvögel. *Der Falke* 58 (8): 319-322
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Behrens, M.; Artmeyer, C. & V. Stelzig (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland. - Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 39 (11): 346-352.
- BIO-Consult (Bearb. Kruckenberg, H.; Flore, B.-O.; Pfützke, S.; Melter, J. 2010): Avifaunistische Erfassung im Rahmen der Wirkungskontrolle des PROFIL-Kooperationsprogramms Naturschutz, Fördermaßnahme „Dauergrünland – handlungsorientiert“ in Teilbereichen der EU Vogelschutzgebiete V65 Butjadingen, V06 Rheiderland und V14 Esterweger Dose im Jahr 2010. Untersuchung im Auftrag des NLWKN (Staatliche Vogelschutzwarte).
- Bolton, M.; Tyler, G.; Smith, K.; Bamford, R. (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology* 44 (3), 534–544.
- Born, N.; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz 9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 48 S.
- Boschert, M. (1999): Bestandsentwicklung des Kiebitzes nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31(2): 51-57
- Boschert M. (2008): Gelegeschutz beim Großen Brachvogel. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40 (10): 346-354.
- Boschert M. (2010): Die Leiden des Großen Brachvogels – Gefährdung und Schutz eines Wiesenbrüters. Vortrag 2. Bayerische Ornithologischeschtag, Leipzig, 5.-7.2.2010. <http://www.og-bayern.de/>, Abruf 20.12.2010.
- Broom, D. M.; Bradshaw, R. H. (2000): The welfare of deer, foxes, mink and hares subjected to hunting by humans: a review. Cambridge University Animal Welfare Information Centre, Cambridge.
- Chamberlain, D.; Gough, S.; Anderson, G.; MacDonald, M.; Grice, P.; Vickery, J. (2009): Bird use of cultivated fallow "Lapwing plots" within English agri-environment schemes. *Bird Study* 56: 289-297.
- Cowan, D. (2011): Rezension des Buches „Wildlife Damage Control: Principles for the Management of Damage by Vertebrate Pests“. *Animal Welfare* 20: 129-130.
- Düttmann, H., Tewes E. & M. Akkermann (2006): Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhafen, Wesermarsch). In: *Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen*. Band 32, S. 175-181.
- Eglinton, S. M.; Gill, J. A.; Bolton, M.; Smart, M. A.; Sutherland, W. J.; Watkinson, A. R. (2008): Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. *Journal of Applied Ecology* 45 (1): 305-314.
- Eglinton, S. M.; Bolton, M.; Smart, M. A.; Sutherland, W. J.; Watkinson, A. R.; Gill, J. A. (2010): Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology* 47 (2): 451-458.
- Exo, K.-M. (2008): Nationalpark Wattenmeer: Letzte Chance für Wiesenbrüter: *Der Falke* 55: 376-382.
- Eylert, J. H. & T. Lange (2006): Förderprogramm „Artenreiche Feldflur“ – Erfolg auf dem Acker. *LÖBF-Mitteilungen* 4/2006: 38-42.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag Eching, 879 S.
- Fletcher, K.; Aebischer, N. J.; Baines, D.; Foster, R.; Hoodless, A. N. (2010): Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. *Journal of Applied Ecology* 47 (2): 263-272.
- Fox, N.; Rivers, S.; Blay, N.; Greenwood, A. G.; Wise, D. (2003): Welfare Aspects of Shooting Foxes. A study for the All Party Parliamentary Middle Way Group All Party Parliamentary Middle Way Group. c/o Lembit Öpik MP, House of Commons, London, 48 S.
- Fraser, D. (2010): Toward a synthesis of conservation and animal welfare science. *Animal Welfare* 19 (2): 121-124.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 6. Charadriiformes (1. Teil): Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 839 S.

- Gorke, M. (2010): Eigenwert der Natur. Ethische Begründungen und Konsequenzen. Hirzel-Verlag, 251 S.
- Grimm, M. (2005): Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen des Großen Brachvogels *Numenius arquata* in den Belziger Landschaftswiesen (Brandenburg). *Vogelwelt* 126: 333-340.
- Grüneberg, C. & H. Schielzeth (2005): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in NRW: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2003/2004. *Charadrius* 41: 178–190.
- Handke, K. (1994/1995): Brutvogelbestandsentwicklung in einem Feuchtgrünlandgebiet der Wesermarsch. Eine Zwischenbilanz sechs Jahre nach der Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen (Teil I / II): *Der Falke* 41: 401-416; *Der Falke* 42: 22-28.
- Haberreiter, B.; Denner, M. (2006): Neuanlage von artenreichen Wiesen und Weiden auf ehemaligen Ackerflächen. Erfahrungsbericht mit Beispielen aus Niederösterreich. Gutachten im Auftrag von Naturschutz Niederösterreich. 219 S. Anhang..
- Hegemann, A.; Salm, P.; Beckers, B. (2008): Verbreitung und Brutbestand des Kiebitzes *Vanellus vanellus* von 1972 bis 2005 im Kreis Soest (Nordrhein-Westfalen). *Vogelwelt* 129: 1-13.
- Herrmann, C. (2009): Das „Möwenproblem“ im 20. Jahrhundert: Eine Darstellung der historischen Entwicklung in Deutschland sowie der Bestandslenkung an der Ostseeküste der DDR. *Vogelwelt* 130: 25-47.
- Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON, 2009: Brachvogelschutz erhält Umweltpreis. http://www.hgon.de/ak_fb.htm, Abruf 15.7.2009
- Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. *Vogelwelt* 120, Supplement: 261-271.
- Hönisch, B.; Melter, J. (2009): Gezielte Artenschutzmaßnahmen für Wiesenvögel in der Agrarlandschaft (Neuenkirchen, Niedersachsen). Endbericht. Im Auftrag des Hegering Neuenkirchen, gefördert von der Deutsch Bundesstiftung Umwelt und der Naturschutzstiftung Landkreis Osnabrück.
- Hötter, H.; Jeromin, H.; Thomsen, K.-M. (2007): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen, Endbericht. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU AZ: 22718. Bergenhusen.
- Illner, H. (2007): Das Soester Ackerstreifenprojekt – eine Bilanz. *ABU Info* 30/31
- Isaksson, D.; Wallander, J.; Larsson, M. (2007): Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest enclosures. *Biological Conservation* 136 (1): 136-142.
- Kooiker, G. (2000): Kiebitzbrutplätze in Mitteleuropa: Entscheidungen in schwieriger Situation. *Der Falke* 47 (11): 338-343
- Junker, S.; Düttmann, H.; Ehmsberger, R. (2006): Nachhaltige Sicherung der Biodiversität in bewirtschafteten Grünlandgebieten Norddeutschlands am Beispiel der Wiesenvögel in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) – einem Gebiet mit gesamtstaatlicher Bedeutung für den Artenschutz. Endbericht, Hochschule Vechta, im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.
- Kipp, M. (1982): Artenheilsprogramm Großer Brachvogel. Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 11, LÖLF NRW, Recklinghausen.
- Kooiker, G. (2000): Kiebitzbrutplätze in Mitteleuropa: Entscheidungen in schwieriger Situation. *Der Falke* 47 (11): 338-343
- Kooiker, G. & C.V. Buckow (1997): Der Kiebitz. Flugkünstler im offenen Land. Sammlung Vogelkunde im Aula-Verlag. Aula-Verlag, Wiesbaden
- Köppen, U. (1999): Artenschutz und Räubereinfluss – Naturschutz und Jagd brauchen einander. *Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern* 42 (1): 72-73.
- Köster, H.; Nehls, G.; Thomsen, K.-M. (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) im Schleswig-Holstein. *Corax* 18, Sonderheft 2: 121-132.
- Köster, H.; Bruns, H. A. (2003): Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? *Berichte zum Vogelschutz* 40: 57-74.
- Kragten, S.; Nagel, J. C.; de Snoo, G. R. (2008): The effectiveness of volunteer nest protection on the nest success of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* on Dutch arable farms. *Ibis* 150 (4): 667-673.
- Kreuziger, J. (2008): Kulissenwirkung und Vögel. Methodische Rahmenbedingungen für die Auswirkungsanalyse in der FFH-VP. Vortrag auf der Vilmer Expertentagung „Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Summationswirkungen in der FFH-VP unter bes. Berücksichtigung der Artengruppe Vögel, 29.9.-1.10.2008
- Kube, J.; Brenning, U.; Kruch, W.; Nehls, H. W. (2005): Bestandsentwicklung von bodenbrütenden Küstenvögeln auf Inseln in der Wismar-Bucht (südwestliche Ostsee): Lektionen aus 50 Jahren Prädatorenmanagement. *Vogelwelt* 126: 299-320.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die

Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2011): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vögel. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/liste>, Abruf 13.10.2011.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011b) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.

Langgemach, T.; Bellebaum, J. (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 259-298.

Littin, K. E.; Mellor, J.; Warbuton, B.; Eason, C. T. (2004): Animal welfare and ethical issues relevant to the humane control of vertebrate pests. In: *New Zealand Veterinary Journal* 52 (1): 1-10

Littin, K. E. (2010): Animal welfare and pest control: meeting both conservation and animal welfare goals. *Animal Welfare* 19: 171-176

MacDonald, M. A.; Bolton, M. (2008): Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. *Journal of Ornithology* 149 (4)

Mathews, F. (2010, Bearb.): Conservation and animal welfare: consensus statement and guiding principles. *Conservation and Animal Welfare Science Workshop. Animal Welfare* 19 (2): 191-192.

Melter, J.; Abing, B.; Hönisch, B. (2009): Eiersuchen für den Vogelschutz: Gelegeschutzprojekt in Niedersachsen. *Der Falke* 56: 144-148.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. *Telma, Beiheft 2*: 181-195.

Müller, P. (1997): Risiken einer fehlenden Kontrolle von Fuchspopulationen für den Arten- und Naturschutz. - In: *Ökologischer Jagdverein Bayern e. V. (Hrsg.): Hilfe (für die) Beutegreifer?! (Ergebnisse eines Seminars vom 7. Dezember 1996 in Nürnberg)*. Verlag Meyer, S. 69-103

Müller, W.; Glauser, C.; Sattler, T. & L. Schifferli (2009): Wirkung von Massnahmen für den Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz und Empfehlungen für die Artenförderung. In: *Ornithologischer Beobachter* 106 (3), 327-350.

Neumann, H. (2011): Brutvogelbesiedlung einer ganzjährig extensiv beweideten Naturschutzfläche mit Gewässerneuanlagen. *Corax* 21 (4): 343-354.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Kiebitz (*Vanellus vanellus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 8 S., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 12.10.2011

Oosterveld, E. B.; Nijland, F.; Musters, C. J. M.; de Snoo, G. R. (2011): Effectiveness of spatial mosaic management for grassland breeding shorebirds. In: *Journal for Ornithology* 152: 161-170.

Paquet, P. C.; Darimont, C. T. (2010): Wildlife conservation and animal welfare: two sides of the same coin? In: *Animal Welfare*, Band 19, 2010, S. 177-190

Pegel, H. (2002): Naturschutzmaßnahmen und deren Auswirkungen auf den Brutbestand in der Fehntjer Tief Niederung. In: *Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Zusammenfassungen eines Symposiums am 4. / 5. 9.2002 an der Hochschule Vechta. Sonderband der Vechtaer fachdidaktischen Forschungen und Berichte* 7: 89.

Piechocki, R. (2010): *Landschaft Heimat Wildnis. Schutz der Natur – aber welcher Natur und warum?* Verlag C. H. Beck, München, 266 S.

Piechocki, R.; Eisel, U.; Haber, W.; Ott, K. (2004): Vilmer Thesen zum Natur- und Umweltschutz. *Natur und Landschaft* 79 (12): 529-533.

Proft, G. (2010): Zur Veränderung des Niederwildbestandes im Raum Jena. *Artenschutzreport* 26: 53-54.

Puchta, A.; Ulmer, J.; Schönenberger, A.; Burtscher, B. (2009): Zur Situation des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Vorarlberger Alpenrheintal. *Ornithologischer Beobachter* 106 (3): 275-296.

Rickenbach, O., M. Grübler, M. Schaub, A. Koller, B. Naef-Daenzer & L. Schifferli (2011): Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. *Ibis* 153 (3): 531-542.

Robson, B.; Allcorn, R. I. (2006): Rush cutting to create nesting patches for lapwings *Vanellus vanellus* and other waders, Lower Lough Erne RSPB reserve, County Fermanagh, Northern Ireland. *Conservation Evidence* 3: 81-83.

- Roßkamp, T. (2005): Direkter Gelegeschutz – eine einzelbetriebliche Schutzmaßnahme für den Erhalt von Wiesenvogelpopulationen - Tagungsband Einzelbetriebliche Naturschutzberatung Witzenhausen. S: 80-85.
- Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten.
- Schekkerman, H.; Teunissen, W.; Oosterveld, E. (2009): Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. *Journal of Ornithology* 150 (1): 133-145.
- Schifferli, L.; Rickenbach, O.; Koller, A. & M. Grübler (2009): Massnahmen zur Förderung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Wauwilermoos (Kanton Luzern): Schutz der Nester vor Landwirtschaft und Prädation. In: *Ornithologischer Beobachter* 106 (3), 311-326.
- Schröpfer, R.; Düttmann, H. (2010): Artenschutz mit Jagd und Mäusen – das Osnabrücker Prädationsmodell. *Artenschutzreport* 26: 1-7.
- Siefke, A.; Klafs, G.; Görner, M. (2010): Das „Möwenproblem“ im 20. Jahrhundert: Sechs Fragen als Replik zu Herrmann 2009 (*Vogelwelt* 130: 25-47). *Vogelwelt* 131: 219-223.
- Sheldon, R. D.; Chaney, K.; Tyler, G. A. (2007): Factors affecting nest survival of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in arable farmland: an agri-environment scheme prescription can enhance nest survival: A spring/summer fallow agri-environment prescription improved Lapwing nest survival. *Bird Study* 54 (2): 168-175.
- Smith, R. K.; Pullin, A. S.; Stewart, G. B.; Sutherland, W. S. (2011): Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? *Biological Conservation* 144 (1): 1-10.
- Squires, R.; Allcorn, R. I. (2006): The effect of chisel ploughing to create nesting habitat for breeding lapwings *Vanellus vanellus* at Ynys-Hir RSPB reserve, Powys, Wales. *Conservation Evidence* 3: 77-78.
- Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland/ (Hrsg. 1987): Biotop-Management des Großen Brachvogels - *Numenius arquata* - in Hessen. Merkblatt.
- Streicher, R. (2000): Der Kiebitz in Luxemburg. Abschließender Bericht zu einer 1998 durchgeführten landesweiten Erfassung der Revierpopulation. *Regulus Wiss. Ber.* 18: 1-13.
- [Stübing, S. & Bauschmann G. \(2011\): Artenhilfskonzept für den Kiebitz \(*Vanellus vanellus*\) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Bad Nauheim. 118 S.](#)
- Struwe-Juhl, B. (1999): Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (*Limosa limosa*) am Hohner See, Schleswig-Holstein. *NNA-Berichte* 12 (3): 30-41.
- Tesch, A. (2006): Ökologische Wirkungskontrollen und ihr Beitrag zur Effektivierung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Ergebnisse eines projektbegleitenden Monitoringprogramms zur Erweiterung des Containerterminals in Bremerhaven (CT III). In Meyer, F. (Hrsg.): *Qualitätssicherung in der Eingriffsregelung – Nachkontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Dokumentation zum Workshop an der Internationalen Naturschutzakademie Vilm vom 23. - 26. Juni 2003.* BfN – Skripten 182, 177 S.
- Tischew, S.; Rexmann, B.; Schmidt, M.; Teubert, H.; Graupner, S.; Heymann, T. (2002): Langfristige Wirksamkeiten von Kompensationsmaßnahmen bei Straßenbauprojekten (FE-Nr.: 02.192/1999/LGB). Endbericht, Textteil. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). Hrsg. Professor Hellriegel Institut e.V. Bernburg, Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg: 511pp.
- Thiele, U. (2009): Fördermaßnahmen in der Feldflur. Die Förderangebote des Vertragsnaturschutzes. *Natur in NRW* 3 / 2009: 14-16.
- Thien, B.; Thienel, F. (2008): Dynamik im Wiesenvogelschutz in den Niederungen der Hümmlingbäche Marka, Mittel- und Südradde. *Feuchtwiesen-Info* 9: 4-7.
- Thyen, S.; Exo, K.-M. (2004): Die Bedeutung von Salzrasen des niedersächsischen Wattenmeeres für die Reproduktion von Rotschenkeln *Tringa totanus*. In: MICHAEL-OTTO-INSTITUT IM NABU (2004): *Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bergenhusen.(Tagung in Rendsburg 25.-26.2.2002)* S. 20-26
- Wilson, J. (2005): Removal of grass by scraping to enhance nesting areas for breeding waders at Leighton Moss RSPB Reserve, Lancashire, England. *Conservation Evidence* 2: 60-61.
- Van der Zande, A. N.; ter Keurs, W. J.; van der Weijden, J. (1980): The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. *Biological conservation* 18: 299-321.

1.28 Kleinspecht (*Dendrocopos minor*)

Kleinspecht *Dendrocopos minor* ID 27

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Kleinspechte brüten in Baumhöhlen, die in weichholzige Stamm- oder Aststellen in der Regel jedes Jahr neu gebaut werden. Oft erfolgt die Anlage mehrerer Höhlen, von denen dann eine als Bruthöhle ausgewählt wird (HÖNTSCH 2001, WIRTHMÜLLER 2007). Der Kleinspecht hat einen relativ großen Aktionsraum auch zur Brutzeit (15-25 ha, in der Balzzeit > 130 ha, im Winter bis 250 ha, BAUER et al. 2005 S. 797). Balz, Paarung, Fütterung, erste Flugversuche und auch der Schwerpunkt der Nahrungssuche der Alttiere während der Jungenaufzucht finden schwerpunktmäßig im Revierzentrum statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher das Revierzentrum (nach Revierkartierung) in einer Flächengröße von ca. 25 ha abgegrenzt unter besonderer Berücksichtigung von Baumbeständen mit hohem Anteil von stehendem Tot- und Weichholz.

Ruhestätte: Kleinspechte nächtigen in Baumhöhlen, die zusätzlich zu den Bruthöhlen angelegt werden (HÖNTSCH 2001). Die Schlafhöhlen liegen oft am Rand des Aktionsraumes (www.kleinspecht.de). Außerhalb der Fortpflanzungszeit besetzt der Kleinspecht einen Aktionsraum, der meist deutlich größer als das Brutrevier ist. Eine besondere Höhlentreue ist für Schlafhöhlen nicht bekannt und aufgrund der geringen Haltbarkeit der Höhlen (Anlage in morschen Holzbereichen) auch nicht anzunehmen. Die Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- **Bruthabitat:** Die Bruthöhle wird meist in Laubholz angelegt. Eine bestimmte Baumart wird dabei nicht bevorzugt, wichtig sind aber weiche / morsche Stellen zur Höhlenanlage, daher werden oft geschädigte Bereiche von Weichhölzern wie Erlen, Pappeln, Weiden oder Birken angenommen (WIRTHMÜLLER 2007), in Streuobstbeständen werden oft abgestorbene Äste der Obstbäume genutzt (HÖNTSCH 2001). Daneben ist der Kleinspecht eine typische Art der feuchten Eichen-Hainbuchenwälder (WEISS et al. 2007) und besiedelt auch Eichenalleen in halboffenen Landschaften, wenn die Kronen ausreichend Totholz aufweisen. Die Art zählt unter den Spechten zu den Totholzspezialisten (WEISS 2004).
- **Nahrungshabitat:** Der Kleinspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen, insbesondere mit Weichhölzern wie Pappeln und Weiden (auch zur Höhlenanlage) sowie Bäumen mit rissiger Rinde (z. B. Auwälder, Erlen- oder Weidenreihen an Gewässern, Parks, Streuobstbestände). V. a. außerhalb der Brutzeit ist ein hoher Anteil an stehendem Totholz relevant: Entsprechend seiner geringen Körpergröße nutzt der Kleinspecht neben abgestorbenen Stammresten („snags“, OLSSON et al. 1992 S. 124) meist dünne Äste und Zweige mit einem Durchmesser von weniger als 10 cm von ansonsten lebenden Bäumen (STEVERDING 2003, S. 145). Bei größeren, dichten und geschlossenen Waldbeständen beschränkt sich die Art meist auf die Waldrandzone, meidet aber insbesondere im Tiefland auch das Waldesinnere nicht (WEISS in NWO 2002, S. 164). – Außerhalb der Brutzeit tritt der Kleinspecht zur Nahrungssuche auch in anderen Laubholzbeständen auf, teilweise auch im Nadelholz, in Stauden oder im Schilfröhricht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 1106).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kleinspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen, insbesondere mit Weichhölzern wie Pappeln und Weiden sowie Bäumen mit rissiger Rinde (z. B. Auwälder, Erlen- oder Weidenreihen an Gewässern, Parks, Streuobstbestände, Ufergehölzstreifen). Wichtige Habitatelemente sind weichholzige, morsche Stellen oder abgestorbene Seitenäste und stehendes Totholz. Durch Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für den Kleinspecht dauerhaft gesichert und entwickelt. Der Totholzreichtum kann je nach Ausgangsbestand und Erfordernis z. B. durch Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Bestände mit aktuell hohem Habitatpotenzial für den Kleinspecht (Totholzanteil kann ggf. im Rahmen der Maßnahme erhöht werden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege: Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz (insbesondere Laubholz). Die Laubbäume sollen bevorzugt weichholzige Arten sein (z. B. Birke, Erle, Pappel), da für diese Arten eine schnellere Zersetzung bzw. ein schnellerer Besatz mit Nahrungstieren des Kleinspechts anzunehmen ist. Neben der Förderung von mittlerem bis starkem Baumholz (OLSSSEN et al. 1992) ab ca. 35 cm Brusthöhendurchmesser ist für den Kleinspecht auch die Förderung von schwächeren Qualitäten relevant (z. B. tote Seitenäste von ca. 5- 10 cm Durchmesser (STEVERDING 2003, S. 145) für die Nahrungssuche und ca. 15-20 cm für die Anlage der Bruthöhle (HÖNTSCH 2001)). Die Maßnahme kann flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen umgesetzt werden.
 - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
 - Belassen von abgestorbenen Seitenästen bei Durchforstungen
 - Ringeln des Stamms
 - Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.
- Auf den Maßnahmenflächen ist ein stetiges Habitatangebot zu erhalten. Dies kann ggf. die Förderung von weichholzigen Pioniergehölzen einschließen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.
- Förderung Totholz: Bei einem Ausgangsbestand mit hohem Anteil an Weichhölzern besteht nach fachgutachterlicher Einschätzung eine Wirkdauer innerhalb von bis zu 5 Jahren, ansonsten von bis zu 10 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Erhalt von Alt- und Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit bzw. sind bereits vorhanden. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Der Erhalt von bestehenden Altholzbeständen wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 798), CONZ (1997) und NLWKN (2009) vorgeschlagen. Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetrie) nachweisbar, da Kleinspechte große Aktionsräume haben. Die Maßnahme wird vom Typ her in der Literatur für den Kleinspecht oft genannt (z. B. BAUER et al. 2005 S. 798, CONZ 1997, NLWKN 2010). OLSSON et al. (1992) weisen für Schweden auf die hohe Bedeutung von Hochstümpfen („snags“) für Nahrungssuche und Bruthöhlenanlage des Kleinspechtes hin. HÖNTSCH (2001 S. 116) empfiehlt das Belassen von abgebrochenen Stümpfen bei Pappel und Birke, da diese häufig zur Höhlenanlage genutzt werden. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Förderung von weichholzigen, grobborkigen Baumarten (W7)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kleinspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen, insbesondere mit Weichhölzern wie Pappeln und Weiden sowie mit hohem Totholzanteil (z. B. Auwälder, Eichen-Hainbuchenwälder, Erlen- oder Weidenreihen an Gewässern, Parks, Streuobstbestände, Ufergehölze). Zur Verbesserung des Habitatangebotes werden die entsprechenden Baumarten gezielt gefördert.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Waldränder, lichte Wälder, Parks (nicht im Inneren dichter, geschlossener Wälder)
- Mittelfristig ist aufgrund der klimatischen und bodenkundlichen Verhältnisse eine Entwicklung zu günstigen Strukturen zu erwarten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann als flächenhafter Bestand, als Baumgruppe oder als Einzelbäume umgesetzt werden.
- Förderung der Verjüngung geeigneter Baumarten (insbesondere Weichhölzer wie Weide, Birke, Erle) durch Neuanpflanzung; Duldung weichholzreicher Vorwaldstadien bei Durchforstungen / der Waldpflege.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Pionierbeständen z. B. mit Birke und Pappel ist mittel- bis langfristig durch Auflichtungsmaßnahmen ein Fortschreiten der Sukzession / eine Veränderung der Baumartenzusammensetzung zu verhindern. Alternativ können die weichholzigen Pionierstadien auf andere, benachbarte Flächen verlagert werden, wenn die Ausgangsfläche aus dem Pionierstadium hinausgewachsen ist. Bei anstehenden Durchforstungen Belassen von Hochstubben zur Erhöhung des Totholzanteils (vgl. Anbringen von künstlichen Nisthilfen, Fräsen von Baumhöhlen).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Auch für schnellwachsende Pionierbaumarten wird eine signifikante Aufwertung in der Habitatqualität für den Kleinspecht erst langfristig (ab > 10 Jahren) erwartet.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind mittel- bis langfristig wirksam.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 798), CONZ (1997) und NLWKN (2010) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird entsprechend der Artökologie als hoch angesehen, jedoch besteht aufgrund der langfristigen Wirksamkeit lediglich eine Eignung als FCS-Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (FCS)

3. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kleinspecht bevorzugt zur Anlage seiner Höhlen weichholzige, morsche Stellen in lebenden Bäumen sowie abgestorbene Bäume und Seitenäste. In der Maßnahme werden bei Mangel an potenziellen Höhlenbäumen gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen“) angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzersetzenden Pilzen in schon vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume überwallen dagegen Stammverletzungen oft schnell.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände mit (wenigen) potenziellen Höhlenbäumen (Anforderungen siehe oben)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswerte wird pro Paar die Anlage von mind. 20 Höhleninitialen empfohlen.
- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzersetzenden Pilzen). Anlage der Höhleninitialen in (weichholzigen, lebenden) Laubbäumen. Der Kleinspecht legt seine Höhlen meist in Höhen von 2-8 m an (BAUER et al. 2005, S. 799). Als Mindesthöhe für die Höhleninitialen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Höhleninitialen müssen (bis natürlicherweise weichholzige Stellen entstehen) immer wieder neu angelegt werden, da Kleinspechte oft (auch) jedes Jahr eine neue Höhle bauen und fertige Höhlen in weichholzigen, moderndem Holz nicht lange halten (PASINELLI 2007 für den Mittelspecht).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen“ mit holzersetzenden Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (*Dryocopus pileatus* und *Picoides villosus*), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitiale erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen im günstigen Fall kurz- bis mittelfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Kleinspecht nicht genannt. In Anbetracht der Artökologie ist die Maßnahme plausibel, es bestehen jedoch Prognoseunsicherheiten bezüglich einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. Lt. Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) besteht daher lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

4. Anbringen von künstlichen Nisthilfen (Av 1.1), Fräsen von Baumhöhlen (Av3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Kleinspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden in ansonsten geeigneten Baumbeständen a) Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst oder b) Nistkästen angebracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Grundsätzlich für den Kleinspecht geeignete Gehölzbestände (siehe oben) mit wenig potenziellen Brutbäumen.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird empfohlen, pro Paar mind. 3 Höhlen in zu fräsen (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen anzubringen (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen).
- Die Nisthöhle ist natürlicherweise meist 10–18 cm tief und (8–) 10–12 cm weit und hat ein mehr oder weniger kreisrundes oder ovales Einschluflloch von etwa 32 mm Durchmesser (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, S. 1107). Der Kleinspecht legt seine Höhlen meist in Höhen von 2-8 m an (BAUER et al. 2005, S. 799). Als Mindesthöhe für die künstlichen Höhlen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen: keine, Neuanlage ca. alle 3-5 Jahre, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. im Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten, HÖNTSCH & PRINZINGER 2001).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um den Spechten eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Kleinspecht nicht genannt. Nach PASINELLI (2007) werden in den USA für den Kokardenspecht *Picoides borealis* erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt. Im Gegensatz zum Kleinspecht benutzt diese Art ihre Höhlen jedoch regelmäßig für mehrere Jahre. Entsprechende Daten für den Kleinspecht liegen nicht vor. Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Kleinspechts, Höhlen anderer Arten werden eher selten bezogen. Selbst bei grds. Annahme von künstlichen Baumhöhlen wäre daher wahrscheinlich nur eine temporäre Wirksamkeit gegeben. Nachweise von Kleinspechten in Nistkästen können als Ausnahme gelten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, S. 1107).
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Kleinspecht auf (auch THOMAS et al. 1979 S. 77 für Spechte allgemein).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: keine

Fazit: Für den Kleinspecht sind der Erhalt und die Pflege aktuell geeigneter Bestände sowie die Erhöhung des Totholzanteils in weichholzigen Beständen kurzfristig wirksame Maßnahmen (Eignung der Altholzmaßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären). Die übrigen Maßnahmen dauern länger, sind mit Unsicherheiten behaftet bzw. weisen keine Eignung auf.

Angaben zur Priorisierung:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. *Journal of Wildlife Management* 66 (3): 625-633.
- Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. *Wilson Bull.* 108(3): 449-456.
- Conz, O. (1997): Kleinspecht – *Dendrocopos minor*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.
- Höntschi, K. (2001): Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts *Picoides minor*. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (2001), Sonderheft: 107-120.
- Höntschi, K.; Prinzing, R. (2001): Einstürzende Neubauten - Schlaf- und Bruthöhlen des Kleinspechts (*Picoides minor*). *Journal für Ornithologie* 142, Sonderheft 1: 182-223.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Kleinspecht (*Dendrocopos minor*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 11.05.2011.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beitr. Avifauna NRW Bd. 37*, Bonn.
- Olsson, O.; Nilson, I. N.; Nilson, S. G.; Petterson, B.; Stagen, A.; Wiktander, U. (1992): Habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Ornis Fennica* 69: 119-125.
- Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16 (4): 1283-1298.
- Steverding, M. (2003): Spechte als ökologische Indikatoren in Natur- und Wirtschaftswäldern im Bialowieza-Wald (Ostpolen). Dissertation Universität Kassel.

Thomas, J. W.; Anderson, R. G.; Maser, C.; Bull, E. L. (1979): Snags. In: U.S. Department of Agriculture, Forest Service Bd. 553: Agriculture Handbook, Chapter 5, S. 60-77.

Walter S.T. & Maguire C.C. (2005) Snags, cavity-nesting birds, and silvicultural treatments in western Oregon. The Journal of Wildlife Management, 69, 1578-1591.

Weiss, J. (2004): Heimische Spechte und ihr Lebensraum: Unterschiedliche Ansprüche an Wald und Bäume. Falke 51: 68-73.

Weiss, J., Jöbges, M. & König, H. (2007): Spechtland Nordrhein-Westfalen. Förderverein Nationalpark Eifel e.V. (Hrsg.): Tagung der Projektgruppe Spechte in der DO-G 24.-26.3.2006, Tagungsband: 18-23.

Wirthmüller, R. (2007): Beobachtungen zur Brutbiologie und zum Verhalten des Kleinspechts *Dryobates minor*. Charadrius 42 (6): 110-119.

www.kleinspecht.de, Abruf 10.05.2011

1.29 Kolkrahe (*Corvus corax*)

Kolkrahe *Corvus corax* ID 118

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Kolkrahe brüdet auf Bäumen und in Felsen (BAUER et al. 2005: 91). Er baut seinen Horst selbst oder besetzt alte Horste z.B. von Greifvögeln (HÖLZINGER 1997: 484, BAUER et al. 2005: 91). Die Art ist ganzjährig territorial, wobei die Reviergrenzen nicht starr sind (BAUER et al. 2005: 90). Als Fortpflanzungsstätte wird der Horst sowie ein störungsarmer Umkreis bis 200 m (planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz nach GASSNER et al. 2010: 193) abgegrenzt.

Ruhestätte: Kolkrahen nächtigen / ruhen in Gehölzen und Felsen. Brutvögel nächtigen normalerweise ganzjährig in Brutplatznähe (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993: 1976, 1993). Die Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Schlafgemeinschaften von Nichtbrütern (ebd.: 1993) sind bei tradierter Nutzung inklusive eines störungsarmen Puffers von bis zu 200m in die Abgrenzung der Ruhestätte einzubeziehen. Darüber hinaus ist die Ruhestätte unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Als Brutplatz werden alte Buchen oder Kiefern in lichten Randzonen größerer Wälder, aber auch in Feldgehölzen oder Felsen bevorzugt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993: 1974). Felsnester sind meist geschützt unter einem Überhang, in Höhlen oder Nischen (BAUER et al. 2005a: 91). Horste können mehrjährig genutzt werden (HÖLZINGER 1997: 484, BAUER et al. 2005: 91), teilweise über Jahrzehnte (REICHELT 2006: 18).
- Der opportunistische Allesfresser sucht zur Nahrungsaufnahme bevorzugt Offenland auf, in Kulturlandschaften auch Abfalldeponien sowie Aas (BAUER et al. 2005: 90).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Auflichtung dichter Gehölzbestände (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Kolkraben potenzielle Horstbäume gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gehölzbestand in lichten Randzonen größerer Wälder oder Feldgehölz mit für den Kolkraben geeigneten potenziellen Brutbäumen (v.a. Buche o. Kiefer), in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm), Baumalter in der Regel > 100 Jahre bei Nadelholz und >120 Jahre bei Laubbäumen (REICHELT 2006: 18).
- Keine stark zugewachsenen Bestände oder Auflichtung im Rahmen der Maßnahme (s. u.).
- Im Aktionsraum des betroffenen Paares, möglichst nahe zum betroffenen Horst.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Kolkraben verfügen in der Regel über mehrere, jährlich unterschiedlich genutzte Horste (BAUER et al. 2005: 91). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Lage innerhalb des Aktionsraumes des Paares, möglichst nahe des beeinträchtigten Horstes, jedoch außerhalb der Störzone des Eingriffes.
- Die Maßnahme kann flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht oder die Erhöhung des Erntealters. Die Bestände können ansonsten normal forstlich genutzt werden, wenn es aus forstlichen Gesichtspunkten notwendig ist oder falls der Bestand stark zuwächst (Kolkraben bevorzugen lichtere Bereiche in Horstnähe). Allerdings soll nur eine normale Durchforstung erfolgen und keine abrupte Absenkung des Bestockungsgrades auf unter 0,5 im Umkreis von ca. 300m. Vorhandene Horstbäume sollen Bestandsschutz haben. Die Durchforstung muss bis Ende Dezember abgeschlossen werden (Balzbeginn bereits im Januar; REICHELT 2006: 18).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Horstbäume.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei starkem Zuwachsen / Verdichtung im Umfeld von 300m Durchführung von Auflichtungen auf einen Bestockungsgrad bis 0,5, dabei Erhalt aller Horstbäume. Durchführung forstwirtschaftlicher Maßnahmen außerhalb der Brutzeit (Juli bis Dezember; REICHELT 2006: 18).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Erhöhung des Erntealters: Zum Zeitpunkt der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten oder Störungsberuhigung entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen, aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen oder für die notwendige Störungsberuhigung zu sorgen.
- Auf mögliche Konkurrenz oder Zielartenkonflikte mit anderen Horst nutzenden Arten (v. a. Uhu) achten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bzw. kontinuierlich bereit.
- Maßnahmen zur Sicherung der Brutplätze werden in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005: 89), KIEL (2007: 175) und REICHELT (2006: 18) empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit.
- Von der Artökologie erscheint es plausibel, dass Kolkraben bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird als hoch eingeschätzt.
- Ist die Durchführung von aktiven Komponenten nicht möglich oder nicht sinnvoll, ist in Abstimmung mit der zuständigen Behörde zu klären, ob die Maßnahme unter Berücksichtigung der Situation vor Ort als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme gelten kann.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)

2. Anlage von Nistnischen in Felsen (Av1.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei Beeinträchtigung eines Kolkrabenbrutplatzes in Felsen werden vorhandene Felswände optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst nahe des beeinträchtigten Felsens (jedoch Störungen des Eingriffs beachten), mindestens innerhalb des Aktionsraumes des Paares.
- Zugewachsene Felswände und / oder Felswände ohne Nischen. Nach GLANDT (2008: 51) bevorzugen Kolkkraben Felswände, die „mehrere Zehnmeter“ hoch sind.
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten (WEGGLER et al. 2012:19); ggf. erst nach Freischneiden herzustellen (s. u.)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Lage innerhalb des Aktionsraumes des Paares, möglichst nahe des beeinträchtigten Horstes, jedoch außerhalb der Störzone des Eingriffes.
- Freistellung von zugewachsenen Felswänden mit vorhandenen Nischen oder Schaffung von Nistnischen in anthropogen entstandenen Felswänden (im Regelfall keine Schaffung von Nischen in Naturfelsen). Höhe der Felswand mind. 10 m, für Säugetiere und Menschen schwer erreichbar, Schutz vor Witterungseinflüssen (Regen, längere Sonneneinstrahlung) durch überhängende Decke, keine Vernässungsgefahr durch Tropf- und Sickerwasser.
- Bei Anlage in Steinbrüchen: kolkkrabenverträgliches Folgekonzept mit Erhalt von Steilwänden (keine Verfüllung oder Abflachung aller Steilwände).
- Ggf. Maßnahmen zur Störungsberuhigung in der Brutzeit (Ende Januar bis Ende Juni).
- Details zur Durchführung und zur Auswahl der Standorte sind von fachkundigen Personen vorzunehmen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gewährleistung eines freien Anfluges: Freischneiden in Abhängigkeit vom Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Auf Konkurrenz und Zielkonflikte v. a. mit Uhu und Wanderfalke achten, die die Nischen auch annehmen können. Für den Kolkkraben soll am Maßnahmenstandort kein gleichzeitiges Vorkommen des Uhus bestehen (WEGGLER et al. 2012: 10).
- Durchführung forstwirtschaftlicher Maßnahmen, z. B. zur Freistellung, außerhalb der Brutzeit (Juli bis Dezember) (REICHELDT 2006: 18).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Horstnischen sind grundsätzlich ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um dem Kolkkraben eine Eingewöhnung zu ermöglichen, sollen die Nischen jedoch mit 1 Jahr Vorlaufzeit angebracht werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Nisthilfen sind kurzfristig herstellbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in BAUER et al. (2005: 90), HÖLZINGER (1987: 1305) und WEGGLER et al. (2012: 19) empfohlen. HÖLZINGER (1987: 1305) gibt an, dass künstlich geschaffene Felsnischen in Baden-Württemberg bereits als Horstplattform angenommen wurden.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Kolkraaben besteht die Möglichkeit zur Durchführung von kurzfristig wirksamen Maßnahmen in den Bruthabitaten.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und Strategische Umweltprüfung. Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage, Heidelberg, 480 S.
- Glandt, D. (2008): Der Kolkraabe. Der „schwarze Geselle“ kehrt zurück. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 131 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13/3. Passeriformes (4.Teil): Corvidae – Sturnidae. Rabenvögel, Starenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, S.1947-2022.
- Kiel, E. F. (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen - Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen: Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Düsseldorf, 257 S.
- Hölzinger, J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs. Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg Artenhilfsprogramme: 1302-1305.
- Hölzinger, J. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs Bd. 3.2 Singvögel.
- Reichelt, B. (2006): Der Kolkraabe: Biologie, Verbreitung und Erhaltungsmaßnahmen. In: LÖBF-Mitteilungen 2: 17-18.
- Weggler, M., Schwarzenbach, Y. & Marques, D. (2012): Inventar der Felsen im Kanton Zürich mit Bedeutung für felsbrütende Vogelarten. Orniplan 2012 :1-61.

1.30 Mäusebussard (*Buteo buteo*)

Mäusebussard *Buteo buteo* ID 31

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Mäusebussarde bauen ihre Nester (Horste) selbst. Die Reviertreue ist hoch, die Bussarde verfügen innerhalb ihres Reviers in der Regel über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölz) im Umkreis von bis zu 100 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Mäusebussard in der Regel aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Mäusebussarde nächtigen / ruhen in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitat: Gehölze in Waldrandnähe (meist bis ca. 100 m, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 364) oder Feldgehölze, auch Baumgruppen, -reihen oder Einzelbäume als Nist- und Ruhestätte (MILDENBERGER 1982). Bei einer von 1987 bis 2005 durchgeführten Horstbaumkontrolle bei Schwerte (NRW) erwiesen sich Kiefer (24 %), Eiche (18 %), Fichte und Rotbuche (je 16 %) sowie Lärche (13 %) als besonders attraktiv (ACKERMANN & SKIBBE in SUDMANN et al. 2012). Die ersten 4 Baumarten werden auch bei MILDENBERGER (1982) aufgeführt.
- Nahrungshabitat: Niedrigwüchsiges, lückiges Offenland mit Grenzlinien. Bevorzugt werden reich strukturierte Landschaften mit einem Mosaik aus Freiflächen und Waldstücken, doch werden alle Lebensräume bis auf dicht bebaute urbane Bereiche und sehr große, vollständig geschlossene Wälder besiedelt (ACKERMANN & SKIBBE in SUDMANN et al. 2012).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mäusebussarde brüten meist am Waldrand oder in Feldgehölzen. In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Mäusebussard potenzielle Horstbäume gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Feldgehölze in der offenen Landschaft (Einzelfläche mind. 0,5 ha) oder bei geschlossenen Wäldern am Waldrand, da Mäusebussarde gerne in Waldrandnähe brüten (nicht weiter als 100m vom Waldrand entfernt).
- Gehölzbestand mit für den Mäusebussard geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm).
- Im Aktionsraum des betroffenen Paares; möglichst nahe zum betroffenen Horst.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Mäusebussarde verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den potenziellen Horstbäumen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurzfristige Wirksamkeit.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Mäusebussarde können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Mäusebussarde große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste).
- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass die Mäusebussarde bei Mangel an geeigneten Brutgehöhlen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Mäusebussard auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Mäusebussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
 - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Mäusebussards zu erhöhen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 366) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden. Feldwege o. a. lineare Saumhabitate weisen eine hohe Attraktivität für Mäusebussarde auf.

Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Mäusebussards bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche des Mäusebussards wird z. B. von DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ (2009) und FRANKE & FRANKE 2006 S. 342) angeführt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Beobachtungen an anderen Arten mit ähnlicher Jagdweise (ASCHWANDEN et al. 2005: Turmfalke, Waldohreule; GARRATT et al. 2011: Turmfalke; BIVER & CONZEMIUS 2010: Rotmilan) belegen eine hohe Habitateignung von kurzrasigen Flächen, die an Krautsäume / Altgrasbestände angrenzen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Extensivacker (O2.13) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Mäusebussard auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen schafft günstige Nahrungshabitate, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Mäusebussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden)
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebene Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Mäusebussard. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme 2: Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland, möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
 - Ernteverzicht von Getreide (Paket im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz 4025),
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanzpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 366) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

— Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, auf denen der Mäusebussard Ansitz- und Bodenjagd betreiben kann.
 - BRABAND et al. (2006 S. 160) fanden beim Modellvorhaben „Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest“, dass der Mäusebussard die Maßnahmenflächen zwar häufiger als konventionelle Getreidefelder, insgesamt aber noch vergleichsweise selten aufsuchte. Dies wird damit in Zusammenhang gebracht, dass der Mäusebussard in hohem Maße auf offene Bodenflächen für den Nahrungszugriff angewiesen ist, was in den extensivierten Ackerstreifen nur bedingt möglich war: So wurde festgestellt, dass die Brachestreifen nach der Bodenbearbeitung im März meist schon im Mai wieder so weit aufgewachsen waren, dass sie für den Bussard nicht mehr attraktiv gewesen sein dürften.
 - Auch für andere Arten mit ähnlicher Jagdstrategie wird darauf hingewiesen, dass Brachen bei hoher Wüchsigkeit der Bestände wegen des zunehmend hohen und dichten Bewuchses nur in den ersten 1-2 Jahren für Greifvögel und Eulen geeignet sind (z. B. KOKS et al. 2007: Wiesenweihe, S. 43, LOSKE 2009: Rotmilan, WUNTKE & SCHNEIDER 2003, S. 78:Schleiereule).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Mäusebussard zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche wird z. B. von DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ (2009) und FRANKE & FRANKE (2006, S. 342) angeführt. Für mehrere andere Greifvogelarten mit ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. WUNDKTE & SCHNEIDER 2003: Schleiereule; MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) sowie WENZEL & DALBECK (2011) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für Mäusebussarde im Winter.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Mäusebussard stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (Nahrungshabitate): Für den Mäusebussard ist die Ansitz- und Bodenjagd in extensivierten Äckern / Brachen im Regelfall schwieriger als in gemähtem Grünland (s. o.). Daher sollen für den Mäusebussard im Regelfall Grünlandmaßnahmen (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland) gegenüber Ackermaßnahmen (Entwicklung von Extensivacker und Brachen) favorisiert werden.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Biver, G.; Conzemius, T. (2010): Die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxemburg Erfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete. *Regulus Wissenschaftliche Berichte* Nr. 25: 13-27.

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Braband, D.; Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. *Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne*.

Driechirarz, R.; Driechiarz, E (2009): Vergleichende Untersuchungen zur Jagdstrategie ausgewählter Greifvogelarten und die damit verbundene Nutzungshäufigkeit verschiedener Landschaftselemente. In *Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten* 6: 167-179.

- Franke, E.; Franke, T. (2006): Untersuchungen zu Veränderungen des Brutbestandes des Mäusebussards *Buteo buteo* im Zeitraum 1986 bis 2002 auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Kontrollfläche in Mecklenburg-Vorpommern. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 5: 337-356.
- Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)
- Garratt, C. M.; Hughes, M.; Eagle, G.; Fowler, t.; Grice, P. V.; Whittingham, M. J. (2011): Foraging habitat selection by breeding Common Kestrels *Falco tinnunculus* on lowland farmland in England. *Bird Study* 58 (1): 90-98.
- Hötter, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhäusen) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau). Manuskript. <http://download.scientificcommons.org/51876/Landbauf.Völknerode> 54: 251-260.
- Koks, B. J.; Trierweiler, C.; Visser, E. G.; Dijkstra, C.; Korndeur (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? *Ibis* 149: 575-586
- Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitats der Wiesenweihe *Circus pygargus* in einer mitteleuropäischen Agrarregion. *Ornithologischer Anzeiger* 47: 51-65.
- Kretschmer, P. (2005): Tödliche Falle für Greifvögel - Frisch abgeerntete Rapsfelder gefährden Bussarde und Falken. *Flieg und Flatter. Aktuelles aus der Vogelschutzware*, Ausgabe 12/2005: 10.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Loske, K.-H. (2009): Ausgleichsflächen für den Rotmilan (*Milvus milvus*). *Das Schutzkonzept der Stadt Horn-Bad Meinberg. Natur in NRW* 4 / 2009: 33-36.
- Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhausen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtvortraege/>, Abruf 13.4.2011
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. *Biologie, Kennzeichen, Bestände*. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18*. Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): *Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world*. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81
- Wenzel, P.; Dalbeck, L. (2011): Stoppelbrachen als Lebensraum für überwinterte Vögel in der Zülpicher Börde. *Charadrius* 47 (2): 73-78.
- Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule *Tyto alba*. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): *Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

1.31 Mehlschwalbe (*Delichon urbica*)

Mehlschwalbe *Delichon urbica* ID 32

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Mehlschwalbe brütet meist in Kolonien in selbstgebauten Nestern an der Außenseite von (landwirtschaftlichen) Gebäuden. Als Fortpflanzungsstätte wird die gesamte Kolonie abgegrenzt.

Ruhestätte: Im Anschluss an die Fortpflanzungszeit / während der Zugzeit bestehen Gemeinschaftsschlafplätze z. B. in Nadel- und Laubbäumen, Mauersimsen an Gebäuden, Brücken etc.. Schlafplätze in Bäumen können mehrere Wochen genutzt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 496). Solche traditionellen Schlafplätze werden inklusive eines Puffers von 50 m als Ruhestätte abgegrenzt. Weitere Ruhestätten einzelner Individuen sind unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Außenwände von Gebäuden, in Westfalen teilweise auch innerhalb von Gebäuden (Deele) (Brutstandort) (selten auch Felswände; LOSKE in NWO 2002; S. 176)
- Baumaterial für Nester: v. a. dünnflüssiger Lehm, feuchte Erde, ferner Pflanzenteile. Das Baumaterial wird meist von Pfützen oder Gewässerrändern mit offenem Boden entnommen.
- Offene Flächen für die Nahrungssuche inklusive solcher Standorte, wo die Nahrungstiere bei stürmischem / regnerischem Wetter niedrig fliegen ((Klein-) Gewässer oder insektenreiche Feuchtgebiete als „Schlechtwetterhabitate“ im Umkreis von 500 m zur Kolonie, MENZEL 1996, S. 37).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1 Anbringen von Kunstnestern (AV1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Mehlschwalbe brütet meistens in selbst angefertigten Nestern an Gebäudewänden. V. a. bei Mangel an Baumaterial können Engpässe bei der Herstellung der Nester auftreten. Durch die Maßnahme werden der Mehlschwalbe artspezifische Nisthilfen angeboten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- In einer bestehenden Kolonie / an einem potenziellen Koloniestandort möglichst in der Nähe einer bestehenden Kolonie.
- Gewährleistung freien Anfluges (kein „Niedrigflug“ nötig, um Standort zu erreichen: Gefahr durch Prädation Hauskatze o. a.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Bei Betroffenheit von 1-10 Paaren werden pro Paar 2 artspezifisch geeignete Nistkästen angeboten (Fachhandel, Anleitung zum Eigenbau bei MENZEL 1996, S. 133). Bei > 10 Paaren werden rechnerisch 1,5 Nistkästen pro Paar angeboten, mind. jedoch 20.
- Mehlschwalben sind gesellig, daher keine einzelnen Nester anbringen, sondern mind. 6-10 zusammen (RUGE 1989, S. 83).
- Anbringungshöhe der Nisthilfen > (3) 4 m.
- Über den Nestern Dachvorstand von mindestens 30 cm. Für Gebäude ohne Dachvorsprung sollten Fassaden-Kunstnester mit komplett witterungsbeständigem Holzbeton verwendet werden.
- Falls keine geeigneten Hauswände zur Verfügung stehen, können sog. „Schwalbenhäuser“ angeboten werden (LBV 2008, NABU Wettenberg o. J., www.schwalbenschutz.de)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Kunstnester sind grundsätzlich jahrzehntelang haltbar. Um einen starken Befall mit Parasiten entgegenzuwirken, sollen die Kunstnester mind. alle 2 Jahre außerhalb der Brutzeit gereinigt werden. (Bei natürlichen Nestern ist keine Reinigung notwendig.)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Anbringen von 20-30 cm breiten Schutzblechern („Schwalbenblechern“) unter der Nisthilfe, wenn die Verschmutzung am Boden problematisch ist. Der Abstand zu den Nestern und zum Dachüberstand sollte mindestens 60 cm betragen, da die Nester bei zu geringem Abstand nicht angenommen werden. Zudem besteht die Gefahr, dass z.B. Marder so die Nester erreichen können (www.schwalbenschutz.de)
- Für langfristige Wirksamkeit ist Akzeptanz bei Bevölkerung wichtig.

- Die Anlage von Schwalbenpfützen ist für Kunstnester nicht zwingend parallel durchzuführen, da die Nester bereits vorhanden sind. Sie ist trotzdem sinnvoll, um die Anlage natürlicher Nester in der Kolonie zu fördern.
- Konkurrenz mit Haussperling beachten (Haussperling kann Mehlschwalbennester besetzen).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von 1 bis 5 Jahren. Kunstnester können im ersten Jahr (BLÖMECKE 2000, NABU Wettenberg o. J.; LBV 2008) bezogen werden, lokal auch nach mehreren Jahren, wenn die Mehlschwalben das Beziehen von Kunstnestern „lernen“ müssen (MENZEL 1996). Nach Annahme der ersten Kunstnester erfolgt die Besiedlung dann kurzfristig. Idealerweise werden die Kunstnester daher möglichst nahe zu einer bestehenden Kolonie angebracht (MENZEL 1996).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anbringen von Kunstnestern wird in der Literatur vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, BLÖMECKE 2000, JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, Übersicht bei MENZEL 1996 S. 33, WILLI et al. 2011). Die Wirksamkeit ist zahlreich nachgewiesen (ebd.; weiterhin HAUSEN & ISSELBÄCHER 1999), ebenso die Annahme von „Schwalbenhäusern“ (LBV 2008, NABU Wettenberg o. J.) und kann bei bestehenden Vorkommen im nahen Umfeld als wissenschaftlich gesichert gelten. Daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme gegeben.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Schwalbenpfützen (G2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für die Anlage ihrer Nester benötigt die Mehlschwalbe feuchte Pfützen o. a. Flachgewässer mit offenem Boden (Lehm, Erde oder Schlamm). Durch die Maßnahme wird ein Angebot dieser Strukturen zur Nestbauzeit gewährleistet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- In der Nähe einer Kolonie (bis ca. 500 m)
- Offener oder lückiger, lehmiger Boden (nach Befeuchtung dünnflüssig). Abdichtungen mit Folien o. a. sollen nicht durchgeführt werden.
- Freier Anflug ohne Gefährdungen durch Kollision o. a.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Durchmesser einer Schwalbenpfütze mind. (0,5) bis 1 m (RUGE 1989, S. 80). Es gibt keine weiteren begründeten Mengenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Bei 1-5 Paaren mind. 2 Schwalbenpfützen pro Paar oder eine entsprechend große Pfütze, bei > 5 Paaren rechnerisch 1,5 Pfützen, bei > 10 Paaren 1 Pfütze (oder jeweils eine entsprechend große geeignete Fläche).
- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Verwendung von Kunstnestern ist die Maßnahme nicht zwingend nötig, zur Anlage selbst gebauter Nester aber wünschenswert (s. Anbringen von Kunstnestern).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anlegen von Schwalbenpfützen wird in der Literatur empfohlen (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, MENZEL 1996 S. 33, NABU 2007). Die Annahme ist nachgewiesen (ebd., SELONKE 1993) und auch aus der Artökologie heraus plausibel, da die Mehlschwalbe unter natürlichen Verhältnissen für ihren Nestbau flexibel auf kurzfristig / temporär verfügbare geeignete Stellen reagiert.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 9.11.2011) besteht eine „hohe“ Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch**Fazit:** Für die Mehlschwalbe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Kunstnestern: geringe Priorität

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Blömecke, H. (2000): Kunstnester und Nestbau bei Mehlschwalben. Der Falke 47 (10): 312.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 1. Passeriformens (1. Teil): Alaudidae – Hirundinidae, Lerchen und Schwalben. Aula-Verlag, Wiesbaden, 507 S.

Hausen, G.; Isselbacher, K. (1999): Bestandsentwicklung der Mehlschwalbe (*Delichon urbica*) in einer Kunstnesterkolonie in Montabaur-Eschelbach (Westerwald) in den Jahren 1990 – 1999. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 25, S. 241-247.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.

LBV Landesbund für Vogelschutz (2008): Ersatznester und Schwalbenturm Unterhaching / Stumpfwiese – Mehlschwalbe. http://www.lbv-muenchen.de/Projekte/gebauedebrut/Beispiel_N3.pdf, Abruf 8.3.2011

MAMs - Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (2000). Hrsg. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Abteilung Straßenbau, Straßenverkehr.

Menzel, H. (1996): Die Mehlschwalbe *Delichon urbica*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 548. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 158 S..

Naturschutzbund Deutschland (2007): Feldvögel - Kulturfolger der Landwirtschaft. Factsheets. <http://www.nabu.de/tiereundpflanzen/voegel/tippsfuerdiepraxis/06475.html>, Abruf 28.10.2011

NABU Wetztenberg o. J.: Schwalbenschutz. Geschichte des Schwalbenauses und Bestandsentwicklung der Mehl- und Rauchschnalben in Krofdorf-Gleiberg. <http://www.nabu-wettenberg.de/nabu/krofdorf/krofdorf/schwalbenschutz.htm>, Abruf 22.2.2011.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

Selonke, W. (1993): Hilfestellung für Mehlschnalben. Der Falke 40 (1): 19.

Willi, T.; Korner-Nievergelt, F.; Gruebler, M. U. (2011): Rauchschnalben *Hirundo rustica* brauchen Nutztiere, Mehlschnalben *Delichon urbicum* Nisthilfen. Ornithologischer Beobachter 108 (3): 215-224.

www.schnalbenschnutz.de, Abruf 22.2.2011

1.32 Mittelspecht (*Dendrocopos medius*)

Mittelspecht *Dendrocopos medius* ID 33

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Mittelspecht brütet in selbstgebauten Höhlen, wobei in der Regel jährlich neue Höhlen in weichholzige Stellen angelegt werden. Da sich Brut- und Nahrungshabitate räumlich und strukturell nur wenig unterscheiden und der Mittelspecht eine kleinräumig agierende Spechtart ist, wird das ganze Revier als Fortpflanzungsstätte abgegrenzt.

Ruhestätte: Mittelspechte nächtigen in der Regel in Baumhöhlen. Die Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Außerhalb der Fortpflanzungszeit besetzt der Mittelspecht einen Aktionsraum, der meist deutlich größer als das Brutrevier ist. Eine besondere Höhlentreue ist für Schlafhöhlen nicht bekannt. Die Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Vorhandensein geeigneter Brutbäume: Laubbäume mit weichen (morschen) Stellen mit Brusthöhendurchmesser (BHD) > 20 cm (PASINELLI 2000) in einer Höhe von 5-15 m oder entsprechendes stehendes Totholz.
- Vorhandensein geeigneter Nahrungsbäume: Die Waldbestände weisen > 10 (großkronige) Alteichen (*Quercus robur* und *Q. petraea*) / ha mit > 35 cm BHD auf (BÜHLMANN 1993, MIRANDA et al. 2006, PASINELLI et al. 2008, NLWKN 2010, WERNER & STÜBING 2011 S. 318) oder entsprechende andere, rauborkige Laubbäume (z. B. Erle, WIRTHMÜLLER 2002; sehr alte Buchen, die in NRW nur punktuell vorkommen, KÖNIG 1998, JÖBGES & KÖNIG 2001).
- Grundsätzlich reichen bereits einzelne Alteichen auch in ansonsten jüngeren Beständen aus, um den Bestand als potenzielles Mittelspecht-Revier zu qualifizieren (WERNER & STÜBING 2011 S. 316 für Hessen; weiterhin bei hohem Totholzanteil auch SCHINDLER 1996 zit. bei RICHTER 1997, WICHMANN & FRANK 2003). In Obstbaumwiesen als „Waldsavanne“ kann der Mittelspecht Dichten wie in optimalen Eichenwäldern erreichen, obwohl im Vergleich zu Wäldern hier nur etwa ein Zehntel der Holzmasse vorhanden ist (GATTER & MATTHES 2008). Flächen mit Bäumen ohne Baumholzqualität sind ungeeignet (< 20 cm BHD).
 - Die oft beobachtete Vorliebe für Eichenwälder ist vermutlich insofern durch die Forstwirtschaft bedingt, als die Borke der Eiche schon in einem relativ jungen Alter (ab 80-100 Jahre) genug Nahrungsmöglichkeiten bietet, während z. B. Buchenwälder erst ab einem Alter von ca. 200 Jahren geeignet sind (FLADE et al. 2004). Auch alte Erlenwälder mit hohem Angebot an stehendem Totholz können in hoher Dichte besiedelt werden (WEISS 2003, WIRTHMÜLLER 2002). Weiterhin kommt die Art auch in (Au-)Wäldern mit Weiden, Erlen und Esche vor (WICHMANN & FRANK 2003, 2005). Daneben können auch die schnellwachsenden Weiden, Eschen und verschiedene Pappelarten (Schwarz- sowie Hybridpappel) vom Mittelspecht genutzt werden (FOLZ 2008, HOHFELD 2003, WICHMANN & FRANK 2003). Wahrscheinlich ist die Laubbaumart grundsätzlich von untergeordneter Bedeutung, solange eine raue Borke (Nahrungssuche) und weiche Stellen (Höhlenanlage) vorhanden sind (EPPLER & BAUSCHMANN 2015).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Mittelspecht ist eine eher sesshafte Art mit geringem Ausbreitungsvermögen. Er besiedelt bevorzugt große, zusammenhängende Waldflächen ab 30-40 ha. Maßnahmenflächen sollen möglichst unmittelbar an bestehende, größere Mittelspechtvorkommen anknüpfen bzw. nicht weiter als 3-5 km von bestehenden (möglichst großen) Vorkommen liegen. Anzustreben sind Waldflächen, die für mind. 5-10 Paare Platz bieten (d. h. 50-100 ha, PASINELLI et al. 2008). Ungeeignet sind Maßnahmenflächen in isolierter Lage für nur 1 Paar.

Maßnahmen

1. Maßnahmen zur Optimierung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Mittelspecht ist auf das Vorhandensein rauborkiger Bäume für die Nahrungssuche und weichholziger Stellen für die Anlage seiner Höhlen angewiesen (z. B. auch abgestorbene Seitenäste und stehendes Totholz). Durch Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für den Mittelspecht dauerhaft gesichert und entwickelt. Der Totholzreichtum kann je nach Ausgangsbestand und Erfordernis z. B. durch Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Im Umfeld bestehender Mittelspechtreviere (s. o.)
- Bestände mit aktuell hohem Habitatpotenzial für den Mittelspecht (Totholzanteil kann ggf. im Rahmen der Maßnahme erhöht werden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Der Flächenbedarf pro Brutpaar ist in Anpassung an die lokalen Reviergrößen / die vorhandene Habitatqualität festzulegen. Die Flächenansprüche pro Brutpaar liegen, in Abhängigkeit der Habitatqualität, in günstigen Gebieten zwischen 5–10 ha, ansonsten bis zu 25 ha (PASINELLI et al. 2008, S. 17). Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Erhalt und Pflege des aktuell bestehenden Habitatpotenzials (z. B. vor forstwirtschaftlicher Ernte):
 - In Tabelle 4 aus PASINELLI et al. (2008) sind „waldbauliche Massnahmen zur Erhaltung und Förderung von Eichenwald“ dargestellt, die als grundsätzliche Orientierung für Pflegemaßnahmen herangezogen werden können.
 - Bei Erhöhung des Erntealters (W 1.4) ist zu gewährleisten, dass zum Zeitpunkt der Ernte inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange Eichen bzw. andere rauborkige Bäume > 35 cm BHD unter ca. 10 Bäume / ha sind, dürfen bestehende rauborkige Altbäume nicht eingeschlagen werden (EPPLER & BAUSCHMANN 2015). Als maximaler Abstand zwischen alten Eichen (BHD > 35 cm) sollen 50 m eingehalten werden (ebd.).
 - Möglichst Einzelstammentnahme, beim Schirmschlag ist darauf zu achten, dass > 10- 20 Alteichen / ha als Überhälter übrig bleiben (oder entsprechende andere rauborkige Laubbäume). Weitere grundsätzlich geeignete Bewirtschaftungsmethoden sind Femelschlag und Saumfemelschlag (MICHALEK et al. 2001).
- Je nach Ausgangsbestand und Erfordernis: Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz (Laubholz). Die Laubbäume sollen idealerweise weichholzige Arten sein (z. B. Birke, Pappel), da für diese Arten eine schnellere Zersetzung bzw. ein schnellerer Besatz mit Nahrungstieren des Mittelspechts anzunehmen ist. Der Schwerpunkt soll auf der Gestaltung von stehendem Totholz mit mind. mittlerem Brusthöhendurchmesser (35 cm) liegen.
 - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
 - Belassen von abgestorbenen Seitenästen bei Durchforstungen
 - Ringeln des Stamms bevorzugt gruppenweise zusammenstehender Bäume (nach EPPLER & BAUSCHMANN 2015 weist gruppenweise zusammenstehendes Totholz besonderen Wert auf, „Lichtschachteffekt“).

- Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Sicherstellung / Förderung einer ausreichenden Naturverjüngung von Laubbaumarten mit rauer Borke (je nach Alter z. B. Eiche, Erle, Esche, Weiden, Pappel, Linde, Ahorn), so dass ein kontinuierliches Angebot gewährleistet ist.
- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden (EPPLER & BAUSCHMANN 2015).
- Maßnahmen sind nicht notwendig, wenn durch die natürliche Entwicklung ein kontinuierliches Angebot geeigneter Strukturen gewährleistet ist.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Das Wissen über die Ansprüche des Mittelspechts ist in den letzten 20 Jahren stark angestiegen. V. a. aus der Schweiz liegen detaillierte Untersuchungen bezüglich Eichenwälder vor (z. B. von BÜHLMANN und PASINELLI), weiterhin zu Erlenbeständen (WEISS 2003) und sehr alten Buchen (HERTEL 2003). Die angegebenen Werte z. B. zur Zahl von Alteichen / ha sind dabei nicht immer identisch, was mit den auch lokal verschiedenen Bedingungen (durchschnittliches oder optimales Habitat, Anteil der Eiche, klimatische Bedingungen) sowie methodischen Unterschieden zusammenhängen kann (MICHALEK et al. 2001). Möglicherweise ist der Mittelspecht flexibler als früher angenommen: Es gibt inzwischen mehrere Hinweise auf Vorkommen an schnellwachsenden Laubbaumarten mit rauer Borke (Weiden, Schwarz- und Hybrid-Pappel: FOLZ 2008, KREUZIGER 1999, HOHFELD 2003, WICHMANN & FRANK 2003). Andererseits fanden ZERNING & MÄDLOW (2006) keine Besiedlung von Erlenbeständen in der Nähe zu Eichenbeständen.
- Was in der ornithologischen Literatur als Mittelwald bezeichnet wird, sind fast ausschließlich zu Hochwäldern durchgewachsene ehemalige Mittelwälder. Mit diesen hatten die in Bewirtschaftung befindlichen Mittelwälder wenig gemein (GATTER & MATTHS 2008). Eine Wiedereinführung von Nieder- und Mittelwaldbetrieb i. e. S. ist aus Gründen des Mittelspechtschutzes nicht erforderlich und auch nicht empfehlenswert, weil beide Betriebsformen zu einer starken Absenkung des Holzvorrats auf der Fläche führen, hohen Energieeinsatz durch ständiges Eingreifen bedingen und so auch aus Klimaschutzgründen abzulehnen sind (KLAUS & WIESNER 2010, MICHALEK et al. 2001).
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.
- Förderung Totholz: Das Belassen von abgestorbenen Seitenästen bei Durchforstungen und Ringelungen sind kurzfristig innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam, die übrigen Maßnahmen bei einem hohen Anteil von Weichhölzern innerhalb von bis zu 10 Jahren. Andernfalls besteht aufgrund der ~~mittelfristigen~~ langfristigen Wirksamkeit (> 10 Jahre) lediglich eine Eignung als FCS-Maßnahme.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Erhalt von Alt- und Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Der Erhalt von bestehenden (großflächigen) Vorkommen wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, BLUME & TIEFENBACH 1997, EPPLER & BAUSCHMANN 2015, NLWKN 2010, WERNER & STÜBING 2011 S. 318, WICHMANN & FRANK 2003). Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise. Die Maßnahme ist von der Artökologie her plausibel. Daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben. Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme wird vom Typ her in der Literatur für den Mittelspecht z. B. von BAUER et al. (2005 S. 792) genannt. EPPLER & BAUSCHMANN (2015) empfehlen die Förderung von gruppenweise zusammenstehendem Totholz als besonders wertgebend. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Förderung von raubborkigen Baumarten (W7)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Mittelspecht ist auf das Vorhandensein raubborkiger Bäume für die Nahrungssuche und weichholziger Stellen für die Anlage seiner Höhlen angewiesen. Zur Verbesserung des Habitatangebotes werden Bestände, die aktuell aufgrund ihres Alters noch keine Habitateignung für den Mittelspecht aufweisen, mit geeigneten Baumarten gefördert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Vorherrschend jüngere Bestände. Bei langsam wachsenden Baumarten (Buche, Eiche) keine Neuanpflanzungen, Dickungen und Stangenholz aufgrund des sehr langen Zeitraumes bis zur Wirksamkeit (50-100 Jahre).
- Mittelfristig ist aufgrund der klimatischen und bodenkundlichen Verhältnisse eine Entwicklung zu günstigen Strukturen (raubborkige Baumarten) zu erwarten (d. h. keine Extremstandorte wie steile Hanglage mit Nordexposition und sehr flachgründigem Boden). Förderung der Eiche vorzugsweise auf Standorten, wo diese zur heutigen potenziell natürlichen Vegetation (hpnV) gehört.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz, jedoch jüngere Bestände.
- Erhöhung des Erntealters, bis die Baumarten eine deutliche, raue Borke ausgebildet haben (bei Eiche > 120 Jahre, Buche > 250 Jahre: BAUER et al. 2005, WICHMANN & FRANK 2005).
- Stehen lassen / Förderung von Bäumen ab schwachem Baumholz mit weichen, zur Höhlenanlage geeigneten Stellen (v.a. Bäume mit Anzeichen von Kernfäule).
- Förderung der Verjüngung geeigneter Baumarten (insbesondere Eiche und Erle, aber auch rauborkiger, schnellwachsender Arten wie Weiden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Bei waldlicher Randlage und angrenzendem Streuobstbestand schlagen EPPLER & BAUSCHMANN (2015) die ergänzende Pflanzung einzelner Kirschbäume in der Streuobstwiese als Nahrungshabitate (Kirschen als Nahrungsergänzung während Jungenaufzucht) vor.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Selbst unter Heranziehung schnellwachsender Laubbaumarten wird eine signifikante Wirksamkeit je nach Ausgangsalter des Bestandes frühestens ab 10 Jahren erwartet, meistens liegt die Zeitspanne deutlich darüber (langfristige Wirksamkeit).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind mittel-bis langfristig entwickelbar. Zahlreiche neuere Untersuchungen weisen neben der Eiche auch auf die Bedeutung anderer rauborkiger Baumarten hin (siehe oben).
- Die Maßnahme wird in der Literatur häufig genannt (BAUER et al. 2005, BLUME & TIEFENBACH 1997, EPPLER & BAUSCHMANN 2015, MIRANDA et al. 2006, NLWKN 2010, PASINELLI et al. 2008), wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen jedoch nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird im Analogieschluss als hoch eingeschätzt. Aufgrund der erst langfristigen Wirksamkeit besteht jedoch nur im Einzelfall eine Eignung und allenfalls als FCS-Maßnahme mit einem Monitoring.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (FCS)

3. Auflichtung dichter Bestände (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neben dem Totholzanteil und der Borke- und Rinde- Rauigkeit entscheidet insbesondere die Besonnung des Wuchsortes über Diversität und Dichte der die Oberflächen bewohnenden Insekten. Dementsprechend werden aufgelockerte, mittelwald- und parkähnliche Waldbestände vielfach als Optimalhabitat für den Mittelspecht beschrieben. Durch Auflichtungen von aktuell bis in die Baumkronen dichten Beständen wird die Besonnung in den Baumkronen erhöht, so dass hier mit einem erhöhten Insektenaufkommen und somit auch mit einem verbesserten Nahrungsangebot für den Mittelspecht zu rechnen ist.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Entsprechend des Vorkommens rauborkiger Altbäume ist grundsätzlich ein Vorkommen von Mittelspechten zu erwarten, die Bestände sind jedoch zugewachsen oder hochgewachsen (z. B. dichtes Aufwachsen von Buchenunterstand in den Kronenraum älterer Eichen).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Bei Durchforstung soll der Abstand zwischen geeigneten grobborkigen Bäumen (v.a. Alteichen) einen maximalen Abstand von 50 m nicht überschreiten (EPPLER & BAUSCHMANN 2015).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Beachtung von Vorkommen von Fledermäusen, v. a. der Bechsteinfledermaus, die gern thermisch günstige, geschlosseneren Eichenbestände mit dichtem Unterwuchs nutzen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Innerhalb von bis zu 5 Jahren nach Auflichtung (Besiedlung von Arthropoden in den freigestellten Bäumen).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen (Auflichtung) können kurzfristig hergestellt werden. Neben dem Totholzanteil und der Borkenrauigkeit entscheidet insbesondere die Besonnung des Wuchsortes über Diversität und Dichte der die Oberflächen bewohnenden Insekten (z. B. FREI 2006). [EPPLER & BAUSCHMANN \(2015\) nennen die Förderung sonnenbeschienener Eichenkronen, sowie die Förderung grobborkiger, alter Bäume durch Auslichtung des Nebenbestandes in ihrer Maßnahmenempfehlung. Ebenso wird die Durchforstung bedrängender Stangenholzbestände zugunsten von Alteichen empfohlen.](#)
- Andererseits fanden WICHMANN & FRANK (2003, 2005) im Wiener Wald keine Bevorzugung lichter Bestände. Der Lebensraum der Mittelspechte unterschied sich weder hinsichtlich Waldbestandsdichte noch Kronenschlussgrad signifikant von den Kontrollpunkten. Entsprechend den Ergebnissen dieser Studie profitiere der Mittelspecht nicht von forstlichen Maßnahmen wie Auflichtungen oder Durchforstungen von Altholzbeständen. Möglicherweise hing die fehlende Bevorzugung wärmegeprägter Bereiche auch durch die geographische Lage (Wien: pannonisch geprägter Klimaraum) zusammen. Offensichtlich entsprechen dadurch auch Standorte mit geringerer Einstrahlung den Habitatansprüchen des Mittelspechtes, wie z. B. bachbegleitende Gehölzreihen in kühleren Grabensituationen (WICHMANN & FRANK 2005, S. 29). Auch MÜLLER (2004, Bayern) berichtet, dass Mittelspechte zur Brutzeit eher die dichten, alteichenreichen Flächen bevorzugten. Das Arthropodenangebot (Holzkäfer und Ameisen) war in freistehenden Eichen vergleichbar mit dem von „eingewachsenen“ Alteichen der dichten Bestände. PASINELLI et al. (2008 S. 63) vergeben für den entsprechenden Maßnahmentyp („lichter Wald“) die Einstufung „mit Einschränkung geeignet“ (bezieht sich v. a. auf den Erhalt von Eichen bei der Auflichtung).
- Aufgrund verbleibender Prognoseunsicherheiten besteht nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 7.11.2011) nur eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- [erforderlich \(maßnahmenbezogen\)](#)
- [erforderlich \(populationsbezogen\)](#)
- [bei allen Vorkommen](#)
- [bei landesweit bedeutsamen Vorkommen](#)
- [bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten](#)

[Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

4. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Mittelspecht bevorzugt zur Anlage seiner Höhlen weichholzige, morsche Stellen in Bäumen. In der Maßnahme werden bei Mangel an potenziellen Höhlenbäumen gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen“) angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzersetzenden Pilzen in schon vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume dagegen überwallen Stammverletzungen oft schnell.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Laubbaumarten ab mindestens schwachem Baumholz (BHD > 21 cm, besser > 35 cm).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird pro Paar die Anlage von mind. 20 Höhleninitialen empfohlen.
- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzersetzenden Pilzen). Anlage der Höhleninitialen in grundsätzlich geeigneten Bäumen (BHD mind. > 21 cm, besser > 35 cm). Der Mittelspecht legt seine Höhlen meist in Höhen von 5-10 m an (BAUER et al. 2005, S. 775, PASINELLI 2007), dieser Bereich wird auch für die Anlage der Höhleninitiale empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Höhleninitiale müssen (bis natürlicherweise weichholzige Stellen entstehen) immer wieder neu angelegt werden, da Mittelspechte oft (auch) jedes Jahr eine neue Höhle bauen und fertige Höhlen in weichholzigen, modernem Holz nicht lange halten (PASINELLI 2007).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit: BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen“ mit holzersetzenden Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (*Dryocopus pileatus* und *Picooides villosus*), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitiale erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Mittelspecht nicht genannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird aufgrund der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Prognoseunsicherheiten bezüglich einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. Das Angebot von Styropor-Stümpfen in Texas wurde

von der Spechtart *Picoides pubescens* zur Anlage von Schlafhöhlen, nicht jedoch von Bruthöhlen genutzt (CONNER & SAENZ 1996). RUNGE et al. (2010) bewerten die Erfolgswahrscheinlichkeit als derzeit gering. Auch nach Bewertung im Expertenworkshop (07.11.2011, LANUV Recklinghausen) besteht lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Die Maßnahme ist nicht eigenständig.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

5. Anbringen von künstlichen Baumhöhlen (Av3.2 / Nisthilfen (Av1.34))

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mittelspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden in ansonsten geeigneten Baumbeständen a) Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst oder b) Nistkästen angebracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Grundsätzlich für den Mittelspecht geeignete Baumbestände.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird empfohlen, pro Paar mind. 3 Höhlen zu fräsen (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen anzubringen (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen).
- Die Nisthöhle ist ca. 20-30 cm tief, Schlupflochdurchmesser ca. 32-45 mm und wird in einer Höhe von 5-10 m angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, S. 1169).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen, außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen sollen alle 3-5 Jahre neu angelegt werden, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. in Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten, ggf. Anzahl der Höhlen erhöhen).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um den Spechten eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt (Höhlenmaße).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Mittelspecht nicht genannt (z.B. EPPLER & BAUSCHMANN 2015). Nach PASINELLI (2007) werden in den USA für den Kokardenspecht *Picoides borealis* erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt. Im Gegensatz zum Mittelspecht benutzt diese Art ihre Höhlen jedoch für mehrere Jahre, was beim Mittelspecht seltener auftritt (PASINELLI 2007, ggf. Zusammenhang mit der geringen Haltbarkeit wegen Anlage im Weichholz). Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Mittelspechts, Höhlen anderer Arten werden eher selten bezogen. Selbst bei grundsätzlicher Annahme von künstlichen Baumhöhlen wäre daher wahrscheinlich nur eine temporäre Wirksamkeit gegeben (PASINELLI 2007). Nachweise von Mittelspechten in Nistkästen können als Ausnahme gelten (Nutzung als Schlafhöhle, ZÖLLINGER 1993 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 1070). Im Hambacher Forst (NRW) wurden abgesägte Abschnitte von Höhlenbäumen aufgestellt (Foto in DENZ 1999), Ergebnisse von Nachkontrollen liegen jedoch nicht vor.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (07.11.2011, LANUV Recklinghausen) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Mittelspecht auf.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: keine

Fazit: Für den Mittelspecht liegen mit Ausnahme des Erhaltes / der Pflege aktuell geeigneter Bestände keine kurzfristig wirksamen Maßnahmen vor. Mittel- bis langfristig ist als FCS-Maßnahme die Förderung raubborkiger Bäume geeignet. Andere Maßnahmentypen sind mit Unsicherheiten behaftet.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Blume, D. & J. Tiefenbach (1997): Die Buntspechte. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 315. Westarp Wissenschaften Magdeburg, 152 S.
- Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. *Journal of Wildlife Management* 66 (3): 625-633.
- Bühlmann, J. (1993): Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern - Grundlage für den Schutz des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*). *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 67: 163-170.

- Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. *Wilson Bull.* 108(3): 449-456
- Denz, O. (1999): Bestandsentwicklung des Mittelspechts. *LÖBF-Mitteilungen* 2/1999: 59 – 66.
- Flade, M.; Hertel, F.; Schumacher, H.; Weiß, S. (2004): Einer, der auch anders kann: Der Mittelspecht und seine bisher unbeachteten Lebensräume. *Der Falke* 51: 82-86.
- [Eppler, G. & Bauschmann, G. \(2015\): Maßnahmenblatt Mittelspecht \(*Dendrocopos medius*\). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.](#)
- Folz, H.-G. (2008): Bericht aus dem Vogelschutzgebiet „Rheinauen Bingen-Ingelheim“ – Zur Nutzung alter Hybridpappeln durch geschützte Vogelarten am Beispiel von Schwarzmilan (*Milvus migrans*) und Mittelspecht (*Dendrocopos medius*). *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 10 (4): 569-580.
- Frei, A. (2006): Licht und Totholz – Das Paradies für holzbewohnende Käfer. *Zürcher Wald* 5/2006: 17-19.
- Gatter, W.; Mattes, H. (2008): Ändert sich der Mittelspecht *Dendrocopos medius* oder die Umweltbedingungen? Eine Fallstudie aus Baden-Württemberg. *Vogelwelt* 129: 73-84.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.
- Hohfeld, F. (2003): Waldbestände und Vogelwelt in den Rheinauen zwischen Sasbach, Landkreis Emmendingen, und Kappel, Ortenaukreis. *Naturschutz südl. Oberrhein* 4 (2003): 53-70.
- Jöbges, M. & König, H. (2001): Urwaldspecht im Eichenwald. *LÖBF-Mitt.* 2/2001: 12-27.
- Klaus, S.; Wiesner, J. (2010): Der Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) um Jena – Lebensraum und Schutz. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 47 (3): 101-109.
- König, H. (1998): Verbreitung und Habitatwahl des Mittelspechtes im nördlichen Sauerland. *Charadrius* 34: 179-193.
- Kreuziger, J. (1999): Starke Reduzierung forstwirtschaftlicher Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf die Spechte in einem der größten Auwaldgebiete Deutschlands (NSG Kühkopf-Knoblauchsau, Kreis Groß-Gerau). *Vogel und Umwelt* 10: 21-38.
- Michalek, K. G.; Auer, J. A.; Großberger, H.; Schmalzer, A.; Winkler, H. (2001): Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (*Picoides major* und *P. medius*) im Wienerwald. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (2001), Sonderheft: 31-58
- Miranda, B.; Schiegg, K.; Bühlmann, J.; Pasinelli, G. (2006): Eichenförderungsmassnahmen im Niderholz (Kanton Zürich): Auswirkungen auf Bestand und Bruthöhlenstandorte von Mittel- und Buntspecht. *Schweiz. Z. Forstwes.* 157 (8): 333–338.
- Müller J. (2004): Der Mittelspecht – Urwaldspecht oder Leitart für Eichenmittelwälder? Eine Betrachtung unter Berücksichtigung der Kronenarthropoden. - Tagung Argeitsgruppe Spechte der Deutsche Ornithologische Gesellschaft. <http://www.spechte-net.de/ag0243tx04.htm>, Abruf November 2007.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Mittelspecht (*Dendrocopos medius*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 13.4.2011
- Pasinelli, G. (2000): Oaks (*Quercus* sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). *Biological Conservation* 93: 227-235
- Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16 (4): 1283-1298.
- Pasinelli G., Weggler M., Mulhauser B. (2008): Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0805. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach & Zürich. 67 S.
- Richter, E. (1997): Der Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) im Landkreis Waldeck – Frankenberg. *Vogelkundliche Hefte Edertal* 23: 44-82.
- Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. *Umweltforschungsplan 2007*, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.: Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten.
- Werner, M.; Stübing, S. (2011): Hohe Verantwortung für den Mittelspecht. *Der Falke* 58 (8): 315-318.

- Wichmann, G.; Frank, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien
- Wichmann, G.; Frank, G. (2005): Die Situation des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Wien. *Egretta* 48: 19-34
- Weiss, S. (2003): Erlenwälder als bisher unbeachteter Lebensraum des Mittelspechts *Dendrocopos medius*. *Vogelwelt* 124: 177-192
- Wirtmüller, R. (2002): Bruten des Mittelspechtes (*Dendrocopos medius*) in Erlenwäldern. *Charadrius* 38(4): 246-255
- Zerning, M.; Mädlow, W. (2006): Der Brutbestand des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Potsdam. *Otis* 14: 83-86.

1.33 Nachtigall (*Luscinia megarynchos*)

Nachtigall *Luscinia megarynchos* ID 34

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Das Nest wird meist am Boden oder in bis zu 30 cm Höhe in der dichten Krautschicht, in der Nähe vom Gebüschrand oder am Fuß von kleinen Gehölzen angelegt, so dass über dem Nest einzelne Zweige als freistehende Anflugwarten vorhanden sind. Seltener erfolgt die Nestanlage auch in der Strauchschicht. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 177). Die Brutortstreue kann v. a. bei Männchen hoch ausgeprägt sein (BAUER et al. 2005 S. 410). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Die Nachtigall ruht und schläft versteckt im Inneren belaubter Sträucher (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 183). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Wichtige Habitate der Nachtigall sind unterholzreiche (Au-) Laubwälder (bevorzugt in Gewässernähe), Weidendickichte, Erlenbruchwälder, Verlandungszonen von Stillgewässern, gebüschreiche Waldränder, Feldgehölze, Hecken und Gebüsche sowie verwilderte Gärten, Parkanlagen, Friedhöfe, Bahndämme und Industriebrachen. Entscheidend für die Wahl des Bruthabitats sind eine dichte Strauchschicht mit Falllaubdecke am Boden als Nahrungsraum und ausreichende Deckung für Neststandorte und Jungenverstecke durch krautige oder am Boden rankende Pflanzen. Bäume müssen daher so locker stehen, dass ein dichter Unterwuchs aufkommen kann, können aber auch ganz fehlen. Waldbestände mit gedrängtem Kronenschluss werden nur an den Rändern bewohnt. Die dichte Strauchschicht schafft durch Beschattung Flächen ohne Aufwuchs krautiger Pflanzen. Diese mit Falllaub bedeckten Bereiche werden gern zur Nahrungssuche genutzt. (GRÜLL 1981 zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 171 ff., GRIMM 1995 S. 14, BUCHHEIM in NWO 2002 S. 196f, MILDENBERGER 1984 S. 362).
 - In einer Weiden- und Pappelau bei Marchegg/Niederösterreich betrug die Größe der Strauchfläche je Revier mindestens 600qm und ihr durchschnittlicher Anteil an der Revierfläche über 40% (n = 67), wobei Reviere mit hohem Anteil (46%) vor Revieren mit geringerer Strauchbedeckung (40%) besetzt wurden. Eng geschlossene Buschflächen könnten bei der Nahrungssuche energetisch günstiger und daher attraktiver sein als zerstreute (GRÜLL 1981 zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 172).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- HORSTKOTTE (1968) untersuchte die Auswirkungen der Zerschneidung eines Nachtigallenhabitats durch eine Straße. Die Besiedlung wurde nicht grundsätzlich beeinträchtigt. Allerdings war der Bruterfolg deutlich niedriger, da durch die größeren Randeffekte nun Eichhörnchen und Rabenvögel als Nestprädatoren besseren Zugang hatten. Daher sollen Maßnahmenflächen möglichst unzerschnitten sein.

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von strukturreichen Gehölzbeständen (W2.1, W4.2, O3.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wichtige Habitate der Nachtigall sind unterholzreiche Laubwälder mit Strauchschicht, Verlandungszonen von Stillgewässern, Weidendickichte, Erlenbruchwälder, Verlandungszonen von Stillgewässern, gebüschreiche Waldränder, Feldgehölze, Hecken und Gebüsche sowie verwilderte Gärten, Parkanlagen, Friedhöfe, Bahndämme und Industriebrachen. Entscheidend für die Wahl des Bruthabitats sind eine dichte Strauchschicht mit Falllaubdecke am Boden als Nahrungsraum und ausreichende Deckung für Neststandorte und Jungenverstecke durch krautige oder am Boden rankende Pflanzen. In der Maßnahme werden geeignete Habitate für die Nachtigall entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Standortverhältnisse müssen ein Aufkommen der für die Nachtigall benötigten Vegetation ermöglichen. Idealerweise frische und nährstoffreiche Standorte (z. B. Auwälder oder Gehölzstreifen entlang von Gewässern), da hier eine große Individuendichte an Arthropoden (Nahrungstiere der Nachtigall) zu erwarten ist (GRIMM 1995 S. 14).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha mit mind. 600 qm Strauchfläche (GRÜLL 1981 zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 172) sowie mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Mindestbreite bei linearer Ausprägung (Hecke, Gehölzstreifen) 6 m: Nach BARKOW (2001 S. 36 ff., Untersuchungen bei Göttingen) bevorzugen Nachtigallen Hecken mit Breiten > 6 m, Höhen < 8 m und einem Alter von < 20 Jahren (zur Breite ähnlich bei SCHEMMANN 2000 S. 45). Bei linearer Ausprägung Mindestlänge 200 m. Entscheidend für die Wahl des Bruthabitats sind eine dichte Strauchschicht mit Falllaubdecke am Boden als Nahrungsraum und ausreichende Deckung für Neststandorte und Jungenverstecke durch krautige oder am Boden rankende Pflanzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 171 ff).
- Entwicklung von unterholzreichen Laub- oder Mischwäldern durch Auflichtung aktuell dichter Bestände ohne ausreichenden Unterwuchs. Bäume sollen nur so locker stehen, dass ein dichter Unterwuchs aufkommen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 171 ff.).
- Entwicklung von dichten Gebüsch / Gebüschstreifen an Dämmen, Böschungen, Gräben, Parkanlagen, Waldrändern o. a. durch Sukzession, Neupflanzung oder Pflegeschnitte (bei älteren Beständen mit fehlender Krautschicht). Möglich ist auch die Sukzession zu Gebüsch z. B. auf (vorhandenen) Kahlschlagflächen (HOLT et al. 2010).
- Innerhalb der Flächen keine Mahd von Stauden (z. B. Brennnesseln) innerhalb der Brutzeit, da diese (auch) potenzielle Brutstandorte darstellen (FISCHER & BERCK 1997).
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von 5-10 Jahren: Nach STUTTARD & WILLIAMSON (1971 zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 172) besiedelt die Nachtigall in Kent (Südost-England) regelmäßig zurückgeschnittene sommergrüne Hecken im Alter von 5-8 Jahren in höchster Dichte, ältere werden wegen zu dichter Kronen und entsprechend fehlender Krautschicht ungeeignet. Nach HOLT et al. (2010) sowie FULLER et al. (1989) und FULLER & HENDERSON (1992, beide zit. bei HOLT et al. 2010) besiedelt die Nachtigall 3-8jährige Gebüschbestände (Aufkommen von Gebüsch nach flächigem Kahlschlag).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig innerhalb von bis zu 10 Jahren entwickelbar. Konkrete Maßnahmenempfehlungen liegen für die Art in der Literatur kaum vor, da die Nachtigall bisher meistens als ungefährdete Art galt. SCHEMMANN (2000, S. 48) und WAGNER (1995) empfehlen u. a. das Anpflanzen neuer Heckenstreifen mit standortgerechten Sträuchern. HOLT et al. (2010 S. 340) belegen eine hohe Annahme von (gegen Rehe ausgezäunten) Kahlschlagflächen mit aufkommendem Gebüsch ab dem 6. Jahr (beginnende Besiedlung ab 3. Jahr).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Nachtigall bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Barkow, A. (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. Teil I: Das Heckenprogramm der deutschen Vogelwarten - Netzfang und Revierkartierung zur Erfassung populationsdynamischer und reproduktionsbiologischer Aspekte in einem anthropogen geformten Lebensraum. Teil II: Populationsbiologische Bedeutung von Hecken für Vögel in der Kulturlandschaft. Dissertation Universität Göttingen, 177 S.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Fischer, A.; Berck, K.-H. (1997): Nachtigall – *Luscinia megarhynchos*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 11 / 1. Passeriformes (2. Teil): Turdidae - Schmärtzer und Verwandte: Erithacinae. Aula-Verlag, Wiesbaden, 732 S.

Grimm, H. (1995): Der Brutbestand der Nachtigall, *Luscinia megarhynchos*, 1995 im Stadtgebiet von Erfurt. Veröff. Naturkundemuseum Erfurt 14: 10-15.

- Holt, C. A.; Fuller, R. J.; Dolman, P. M. (2010): Experimental evidence that deer browsing reduces habitat suitability for breeding Common Nightingales *Luscinia megarhynchos*. *Ibis* 152 (2): 335-346.
- Horstkotte, E. (1968): Auswirkungen einer Arealveränderung durch Straßenbau auf den Bestand einer Nachtigall (*Luscinia megarhynchos*, Brehm). *Natur und Heimat* 28: 55 - 58.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21. Düsseldorf.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
- Schemmann, H.-G. (2000): Die Nachtigall im Landkreis Gifhorn. Untersuchungen über die Siedlungsdichte, die Struktur der Brutbiotope und die Häufigkeit ihrer Besetzung in den Jahren 1995-98. *Milvus Braunschweig* 19: 41-49.
- Wagner, B. (1995): Vogel des Jahres 1995: Die Nachtigall. Broschüre des Naturschutzbund Deutschland NABU und des Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. v. LBV, 24 S.

1.34 Neuntöter (*Lanus collurio*)

Neuntöter *Lanius collurio* ID 35

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Neuntöter brüten in Dornsträuchern und kleinen Bäumen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Brutortstreue kann bei älteren Männchen ausgeprägt sein (BAUER et al. 2005 S. 40). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Neuntöter ruhen in (Dorn-) Sträuchern und kleinen Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- V. a. Dornsträucher als Fortpflanzungsstätte, Ruhestätte und Sitzwarte. Teilweise können auch dichte Staudenbestände (z. B. Brennnesseln) als Niststandort dienen (KULLMANN 1999 zit. bei FLADE et al. 2003). Auch in traditionell genutzten Hecken wird alljährlich ein anderer Ort zur Nestanlage genutzt (KOWALSKI 1995).
- Generell werden vom Neuntöter offene Landschaften mit Strauchgruppen und Hecken in der Agrarlandschaft und in Heiden genutzt, wenn genügend Nahrung vorhanden ist. Daneben werden Kahlschläge, Baumkulturen, Waldränder besiedelt (MILDENBERGER 1984 S. 207, HÄRTEL in NWO 2002 S. 272).
- Insektenreiche Areale als Nahrungshabitat. Dies können blütenreiche Säume, schütter bewachsene Flächen, Heiden, Magerrasen und blütenreiches Grünland sein (Mildenberger 1984 S. 207, Härtel in NWO 2002 S. 272). Nahrungsgrundlage sind Insekten, wobei der Neuntöter opportunistisch das jeweilige saisonale Angebot nutzt (WAGNER 1993). Von der Masse her bilden Wirbeltiere jedoch den größeren Anteil.
- Ungehinderter Überblick über das Revier und dessen nähere Umgebung. Sträucher dienen als Ansitzwarte für die Boden- und Luftjagd. Alternativ können auch Zaunpfähle, Telefonleitungen und 10-kV-Leitungen genutzt werden (HÄRTEL in NWO 2002 S. 272).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Wichtig für nachhaltige Bestandssicherung ist lockere Verbindung zwischen den lokalen Schwerpunktorkommen (JAKOBER & STAUBER 1987a, DONNERBAUM & WICHMANN 2003): Früh ankommende, reviertreue Vögel wirken anziehend auf später eintreffende, überwiegend vorjährige Individuen. Aufgrund der hohen Dispersionsrate der einjährigen Rückkehrer ist eine Besiedlung zusätzlich geschaffener Lebensräume sehr wahrscheinlich, wenn diese die für die Art notwendigen Habitatmerkmale aufweisen (JAKOBER & STAUBER 1987b, z. B. rasche Besiedlung von Windwurfflächen). Maßnahmen sollen bevorzugt in der Nähe von bereits bestehenden Neuntötterorkommen umgesetzt werden (DONNERBAUM & WICHMANN 2003, ERLEMANN 1997).

Sonstige Hinweise:

- Der Neuntöter kann jährlich starke Bestandsschwankungen zeigen.

Maßnahmen

1. Anlage und von Nisthabitaten (O3.1, W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuntöter brüten in Dornsträuchern. Dornsträucher stellen auch wichtige Habitatbestandteile zum Aufspießen der Nahrung sowie als Sitz- und Ruheplatz dar. In der Maßnahme werden bei Mangel an Nistmöglichkeiten geeignete Gehölzbestände mit Hecken oder Sträuchern aus standortsgemäßen Arten angelegt oder es werden vorhandene, dichtwüchsige Dornstrauchbestände auf ansonsten geeigneten Standorten aufgelichtet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Ungehinderter Überblick über das Revier und dessen nähere Umgebung [sowie sonnenexponierte](#) (vgl. LAUX & BAUSCHMANN 2015), jedoch keine windexponierten Standorte.
- Nicht unmittelbar am Waldrand (> 25 m vom Waldrand entfernt, TITEUX et al. 2007).
- Idealerweise im Umfeld von vorhandenen Neuntötervorkommen (s. o.).
- Auflichten von Gehölzbeständen: Vorhandensein eines dichten und großflächigen Dornstrauchbestandes, die aufgelichteten Flächen müssen grundsätzlich eine Offenland-Pflege (Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen)) ermöglichen (z. B. stark verdichteter, zugewachsener Schlehen- oder Weißdornbestand auf Halbtrockenrasen).
- Vorhandensein geeigneter Nahrungshabitats (oder über Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen) herzustellen)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Keine isolierten Maßnahmenflächen für nur 1 Paar (DONNERBAUM & WICHMANN 2003, TITEUX et al. 2007). Die Länge einer Heckenstruktur soll pro Revier mind. 250 m betragen.
- Hecken (lineare Struktur): Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Etwa alle 50 m sind Lücken in der Hecke (unbepflanzte Stellen) anzulegen. Pro Paar mind. 5, besser 10 dichtbeastete Dornsträucher (TITEUX et al. 2007) mit einer Mindesthöhe von 1,5 m als potenzielle Nisthabitats. Sofern nicht vorhanden, ist die Hecke in Kombination mit einem mind. 3-5 m breiten Saumstreifen anzulegen (PFISTER et al. 1986). Der Saum ist einmal pro Jahr oder alle 2 Jahre abschnittsweise ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes.
 - Der Neuntöter profitiert von Hecken mit Lücken bzw. mit freistehenden [Dornsträuchern](#) und Büschen (BARKOW 2001, S. 37, LAUX & BAUSCHMANN 2015), daher sollen Lücken im Abstand von ca. 50 m angelegt werden (TITEUX et al. 2007). Wenn Hecken zu dicht gepflanzt werden („wandartig“), kann durch Zuwachsen die Eignung für Sitzwarten abnehmen (HAGE 2005). Nach BARKOW (2001, S. 75) bevorzugt der Neuntöter schmale Hecken < 6 m Breite, nach FUCHS & STEIN-BACHINGER (2008) dagegen Hecken mit > 7 m; weiterhin sind für andere Arten zur Abpufferung von Randeinflüssen Breiten > 4 m notwendig (LENSCHOW 2001, S. 73, MADER et al. 1986). Die einzelne Hecke soll idealerweise im Umkreis von max. 300-400 m von benachbarten Hecken umgeben sein (PFISTER & NAEF-DAENZER 1987).

- Einzelgehölze (in flächiger Maßnahme): Pro Paar mind. 5, besser 10 dichtbeastete Dornsträucher (TITEUX et al. 2007) mit einer Mindesthöhe von 1,5 m als potenzielle Nisthabitate (nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993 S. 1185 sind die meisten Nestbüsche zwischen 1,5 und 2,5 m hoch). Der Deckungsgrad der Gehölze auf der Fläche soll zwischen 5 und max. 50 % liegen (ebd. S. 1179), optimal sind 10 % bis 15 % (VANHINSBERGH & EVANS 2002). [Abstände zwischen Einzelgehölzen, Kleinheckenpflanzen von 30 bis 100 m \(LAUX & BAUSCHMANN 2015\)](#).
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist. [Dies betrifft besonders Gehölze mit geeigneten Verwilderungen \(z.B. Hexenbesen, Übergipfelungen, Ast-Verdichtungen\) \(LAUX & BAUSCHMANN 2015\)](#).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden.
- Einzelgehölze in der Fläche: Unterbinden von starker vegetativer Ausbreitung in der Fläche zu Lasten des Offenlandanteils.
- Saumstreifen: jährliche Mahd ab August.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Orientierung an bestehenden Hecken / Gehölzen
- Maßnahmen können mit Zielarten kollidieren, die weithin freie Sicht brauchen, z. B. Feldlerche (Zielpriorität klären).
- Lückige Hecken erfüllen ggf. keine Windschutzfunktion (LENSCHOW 2001, S. 73)

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Anlage von Gehölzen: Innerhalb von 2 Jahren bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten (dichtbeastete Dornsträucher ab Höhe ca. 1,5 m). Bei Verwendung geringerer Pflanzqualitäten ist sonst meist erst nach ca. (5-) 10 Jahren eine Wirksamkeit gegeben (FISCHER & ZEIDLER 2009, NEUGEBAUER 2009, Bayerisches Landesamt für Umwelt 2007). FLÖTER (2002) berichtet jedoch von einer Annahme der Gehölzpflanzungen ab der ersten Vegetationsperiode nach Pflanzung.
- Auflichten dichter Gehölzbestände: Wirksamkeit sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Neuanlage von Gehölzen: Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, HÖTKER 2004, [LAUX & BAUSCHMANN 2015](#), LUWG 2006, PFISTER et al. 1986) bzw. durchgeführt (BOLLMANN 1999, PLATH 1990, TISCHEW et al. 2004). Nachweise zur Wirksamkeit der Maßnahme liegen in Einzelfällen vor, die jedoch meist nur wenige Individuen bzw. deutlich größere Flächen betreffen und / oder die Begleitumstände (z. B. die Pflanzqualität) nicht genau beschreiben (FLÖTER 2002, KULLMANN 1999, zit. bei FLADE et al. 2003, PLATH 1990). Aufgrund der Plausibilität der Maßnahme entsprechend der Artökologie wird von einer Eignung als vorgezogener Ausgleichsmaßnahme ausgegangen.
 - Beispiel PLATH (1990 bei Rostock): Dreireihige Hecke mit Saum 1983 angepflanzt, Länge 1,4 km, mit Ahorn, Erle, Hainbuche, Eiche, Pappel, Heckenkirsche, Traubenkirsche, Holunder. Untersuchung 1986-89: 1983 0 Paare, 1986-88 jeweils 1 Paar, 1989 2 Paare.

- Aufsichten von Gehölzen (LAUX & BAUSCHMANN 2015): ~~Die Maßnahme wird in der Literatur i. d. R. nicht direkt genannt, sondern im Rahmen von Entbuschungen / Verhinderung einer Sukzession genannt (siehe bei Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen)).~~ Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von der Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen) (Av3.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden zur temporären Schaffung von Nisthabitaten aus Schnittgut (mit Dornsträuchern) Gestrüppwälle / Reisighaufen angelegt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Anlage und Optimierung von Nisthabitaten

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: In Anlehnung an die Ansprüche bezüglich der Dornsträucher sollen die Reisig- oder Totholzhaufen eine dichte Verzweigung bieten und > 1,5 m hoch sein. Pro Paar mind. 5 Gestrüppwälle / Reisighaufen (siehe Anlage und Optimierung von Nisthabitaten).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegedauer: Mit zunehmender Zeit verliert die Gehölzstruktur ihre Eignung als Niststätte. Da der Maßnahmentyp jedoch grundsätzlich temporär konzipiert ist (bis andere, neuangepflanzte Gehölze eine Eignung als Niststätte aufweisen), kann auf Maßnahmen zur Funktionssicherung verzichtet werden. Andernfalls sollen ca. alle 5 Jahre neue Gehölzhaufen angelegt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Angepflanzte Gehölze / Hecken benötigen meist einen seitlichen Schutz vor übermäßigem Verbiss. Als Alternative zu Einzäunungen kann dieser Schutz durch die genannten Gestrüppwälle übernommen werden („modifizierte Benjes-Hecke“, KÜHNE & FREIER 2001). Daher kann die Maßnahme in Kombination mit Anlage und Optimierung von Nisthabitaten sinnvoll sein.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von JAKOBER & STAUBER (1987a: Reisighaufen) und KÜHNE & FREIER (2001: Gestrüppwälle mit Nachweis der Annahme als Nistplatz) genannt.
- Eine Wirksamkeit erscheint vor dem Hintergrund der bisher vorliegenden Erfahrungen und der Ökologie zwar grundsätzlich plausibel, jedoch mit eingeschränkter Sicherheit: Reisighaufen üben einerseits eine starke Anziehungskraft auf Neuntöter aus (v. a. als Sitzwarte, Spießplatz, Versteck vor Feinden) und können auch als Nistplatz genutzt werden (JACOBER & STAUBER 1987a), andererseits werden (lebende) Dornsträucher hierzu jedoch bevorzugt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, S. 1185). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme hat nach Experteneinschätzung (Workshop 9.11.2011 LANUV) lediglich eine geringe (und temporäre) Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

3. Entwicklung von Nahrungshabitaten (O1.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung: Neuntöter benötigen kurzrasiges, lückiges Offenland mit Sitzwarten als Nahrungshabitat. In der Maßnahme wird entsprechendes, strukturiertes Offenland geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Anlage und Optimierung von Nisthabitaten
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden (oder vorige Ausmagerungsphase).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Keine isolierten Maßnahmenflächen für nur 1 Paar (DONNERBAUM & WICHMANN 2003, TITEUX et al. 2007). Die folgenden Maßnahmentypen können je nach vorhandenem Landschaftstyp miteinander kombiniert werden:
- Maßnahmen im Grünland: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
 - Bei einer Beweidung (gegenüber Mahd zu favorisieren, da höhere Strukturdiversität entsteht) ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet. Die Umzäunung soll zumindest teilweise mit Holzpflocken erfolgen (Sitzwarten). Die Beweidung soll dafür sorgen, dass in der Zeit der Anwesenheit des Neuntötters kurzrasige Strukturen / freie Bodenflächen für die Bodenjagd vorhanden sind. [Beweidung v. a. durch Rinder und Schafe, bei Bedarf durch verbissfreudigere Ziegen \(LAUX & BAUSCHMANN 2015\).](#)

- Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ (< 10 cm Halmlänge; in der Vegetationsperiode ca. alle 10 Tage einen Kurzgrasstreifen mähen) und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind.
- Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Neuntötters zu erhöhen.
- Anlage von Ackerbrachen: Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine für den Neuntötter zu dichte Vegetationsdecke auszubilden (keine optische Beutelokalisierung mehr möglich). Dichtwüchsige Bestände (z. B. dichte Brachen mit Luzerne) sind für den Neuntötter ungeeignet.
- Anlage von Sitzwarten, sofern nicht vorhanden. Die Sitzwarten (Dornsträucher, Pfähle) sollen freistehen und eine Höhe von 1 – 3 m aufweisen (JACOBBER & STAUBER 1987a) und nicht weiter als 20 m von geeigneten Nahrungshabitaten bzw. 40 m von geeigneten Bruthabitaten entfernt stehen (TITEUX et al. 2007). Anteil von Einzelgebüsch 10 % bis 15 % (VANHINSBERGH & EVANS 2002).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungshäufigkeit in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden (LAUX & BAUSCHMANN 2015).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Offenhaltung der jeweiligen Biotoptypen erfordert in der Regel eine jährliche Pflege (Mahd / Beweidung, Umbruch bei Ackerbrachen).
- Rückschnitt von Gehölzen bei > 50 % Gehölzbedeckung.
- **Erhöhte Störungsanfälligkeit während der Brutzeit (Mitte Mai bis Mitte Juli), daher nur eingeschränkte Durchführung von Pflegearbeiten in diesem Zeitraum (LAUX & BAUSCHMANN 2015).**

Weitere zu beachtende Faktoren:

- **Verzicht auf die Ausbringung von Mineräldüngern, Gülle, Pestiziden und Bioziden (LAUX & BAUSCHMANN 2015).**

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage innerhalb von bis zu 5 Jahren, je nach Wüchsigkeit des Bodens auch mehr (vorherige Ausmagerung erforderlich).
- Die Anlage von künstlichen Sitzwarten ist sofort bzw. in der nächsten Brutperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (meist in Kombination mit Bruthabitaten) (BAUER et al. 2005, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, HÖTKER 2004, PFISTER et al. 1986, JACOBBER & STAUBER 1987a LUWG 2006, TISCHEW et al. 2004, TITEUX et al. 2007, LAUX & BAUSCHMANN 2015).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen in Einzelfällen vor (KULLMANN 1999, zit. bei FLADE et al. 2003). Nach VANHINSBERGH & EVANS (2002, Kärnten) besteht eine hohe Bedeutung von Extensiv-Weiden für Neuntöter. Bei einem Hutewaldprojekt in Baden-Württemberg stellte sich der Neuntöter mit Beginn der Beweidung ein (vorher Ackerfläche, SONNENBURG et al. 2003 zit. bei Institut für Botanik und Landschaftskunde 2004 S. 19).
- Die Wirksamkeit wird daher und wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für den Neuntöter liegen leicht durchführbare und kurzfristig wirksame Maßnahmen vor, die aufgrund des sehr guten Kenntnisstandes eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit aufweisen.

Quellen:

- Barkow, A. (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. Teil I: Das Heckenprogramm der deutschen Vogelwarten - Netzfang und Revierkartierung zur Erfassung populationsdynamischer und reproduktionsbiologischer Aspekte in einem anthropogen geformten Lebensraum. Teil II: Populationsbiologische Bedeutung von Hecken für Vögel in der Kulturlandschaft. Dissertation Universität Göttingen, 177 S.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg. 2007): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S., Augsburg.
- Bollmann, K. (1999): Hecken und Neuntöter - eine Erfolgsstory im Naturschutz. Ornithol. 1999: 9-11.
- Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowieden verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.
- Donnerbaum, K.; Wichmann, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Neuntöter (*Lanius collurio*). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien
- Erlemann, P. (1997): Neuntöter *Lanius collurio*. Avifauna Hessen, 3. Lieferung
- Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.
- Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003, Hrsg.): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer-Verlag Wiebelsheim, S. 82-85.
- Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.

- Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13 / 2. Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Kleiber, Mauerläufer, Baumläufer, Beutelmeisen, Pirole, Würger. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 1140-1219.
- Hage, H.-J. (2005): Der Neuntöter *Lanius collurio* im Landkreis Dachau und Umgebung von 1985 bis 2004 mit Anmerkungen zu Heckenpflanzungen und Feldwegasphaltierungen. *Orn. Anz.* 44: 31-44.
- Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.
- Jakober, H. & W. Stauber (1987a): Habitatsansprüche des Neuntötters (*Lanius collurio*) und Maßnahmen für seinen Schutz. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 48: 25-53.
- Jakober, H.; Stauber, W. (1987b): Dispersionsprozesse in einer Neuntöter-Population. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 48: 119-130.
- Institut für Botanik und Landschaftskunde Thomas Breunig (Bearb. Siegfried Demuth, Judith Knebel 2004): Ökologische Wirkung von PLENUM-Projekten. Literaturstudie. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 144 S.
- Kowalski, H. (1995): Wahl der Niststandorte in einer traditionellen Bruthecke des Neuntötters (*Lanius collurio*). *Charadrius* 31: 39-41.
- Kühne, S.; Freier, B. (2001): Saumbiotopie in Deutschland – ihre historische Entwicklung, Beschaffenheit und Typisierung In: Forster, R. (Hrsg.): Biozönosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge? Fachgespräch am 23. und 24. November 1999 in Braunschweig. *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* Band 387, S. 24-29.
- Kullmann, K. (1999): Einfluss der Landnutzung auf Siedlungsdichte, Nistplatzwahl, Nestlingsentwicklung und Bruterfolg des Neuntötters (*Lanius collurio*) in der Uckermark. Diplomarbeit Humboldt-Universität, Berlin. Zitiert bei Flade et al. 2003.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht LUWG (2006): Artsteckbriefe für die Zielarten der Europäischen Vogelschutzgebiete in Rheinland-Pfalz. Auf der Grundlage der Ausarbeitung von Matthias Korn und Stefan Stübing (2005) mit Beiträgen von Ludwig Simon (LUWG) und Manfred Braun (SGD Nord), LUWG Rheinland-Pfalz / Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. Amtsgerichtsplatz 1. 5276 Oppenheim. Selbstverlag. Stand: April 2006, 186 S.
- LAUX, D. & BAUSCHMANN, G. (2015): [Maßnahmenblatt Neuntöter \(*Lanius collurio*\). Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.](#)
- Lenschow, U. (2001): Landschaftsökologische Grundlagen zum Schutz, zur Pflege und zur Neuanlage von Feldhecken in Mecklenburg-Vorpommern. *Materialien zur Umwelt* 2001: S. 40.
- Mader, H.-J.; Klüppel, R.; Overmeyer, H. (1986): Experimente zum Biotopverbundsystem – tierökologische Untersuchungen an einer Anpflanzung. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 27, 136 S.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes* Heft 19-21. Düsseldorf.
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217
- Neugebauer, K. (2009): Erfahrungen mit der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung aus Sicht einer Höheren Naturschutzbehörde. *Laufener Spezialbeiträge* 1 / 2009: 81-90.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beitr. Avifauna NRW* Bd. 37, Bonn.
- Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B.; Blum, H. (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. *Ornithologischer Beobachter* 83: 7-34.
- Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B. (1987): Der Neuntöter und andere Heckenbrüter in der modernen Kulturlandschaft. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): *Artenschutzsymposium Neuntöter*, Bad Buchau 1984, S. 147-157.

Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Tischew, S.; Rexmann, B.; Schmidt, M.; Teubert, H. & B. Krug (2004): Erfolgskontrollen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen an der BAB 14 zwischen Halle und Magdeburg. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2004, Sonderheft 1

Titeux, N.; Dufrene, M.; Radoux, J.; Hirzel, H. A.; Defourny, P. (2007): Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biological Conservation* 138 (1/2): 207-223.

Vanhinsbergh, D.; Evans, A. (2002): Habitat associations of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in Carinthia, Austria. *Journal für Ornithologie* 143 (4): 405-415.

Wagner, T. (1993): Saisonale Veränderungen in der Zusammensetzung der Nahrung beim Neuntöter (*Lanius collurio*). *J. Ornithol.* 134: 1-11.

1.35 Pirol (*Oriolus oriolus*)

Pirol *Oriolus oriolus* ID 37

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Pirol legt sein jedes Jahr neu gebautes Nest in Bäumen an. Die Brutortstreue ist hoch ausgeprägt bis hin zur Nistplatztreue (FEIGE 1986 S. 76, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Das Fortpflanzungsverhalten ist kompliziert, es können sich auch „Helfer-Pirole“ an einer Brut beteiligen (BAUMANN 1999). Pirole können für einen Singvogel hohe Aktionsradien von bis zu > 2 km aufweisen. Der gegenüber Artgenossen verteidigte Raum ist jedoch deutlich kleiner (durchschnittlich 1,3 ha bei einer Untersuchung in Schleswig-Holstein, BAUMANN 1999, S. 79). Als Fortpflanzungsstätte wird der gegenüber Artgenossen verteidigte Raum mit einer Flächengröße von bis zu 1,5 ha abgegrenzt, bei Bruten in kleineren Feldgehölzen der gesamte Baumbestand.

Ruhestätte: Pirole ruhen in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Einzelvorkommen](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Pirol brütet in Mitteleuropa meist in aufgelockerten bis lichten, gewässernahen Gehölzen mit Unterholz, auch in Dörfern und Städten – vorwiegend an deren Peripherie. Mit zunehmender Höhe über dem Meeresspiegel zeigt sich deutlich die allgemeine Bevorzugung klimatisch günstiger, d.h. windstillen, sonniger und niederschlagsarmer Täler oder südexponierter Lagen. Vorzugsbiotope sind lichte Auwälder, Ufergehölze, Pappelbestände, Bruchwälder und feuchte Feldgehölze. Besiedelt werden ferner wärmeliebende Laubmischwälder, Friedhöfe, Parkanlagen, große Gärten, Streuobstwiesen, Obstplantagen, Windschutzgürtel und Alleen. Ausgedehnte dicht geschlossene Formationen, baumlose Gebiete, Trockenzonen ohne Feuchtfächenanteile sowie klimatisch ungünstige (höhere) Lagen werden zur Brutzeit normalerweise nicht bewohnt. Zur Nahrungssuche hält sich der Pirol überwiegend in den Baumkronen auf (FEIGE 1986 S. 53, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993 S. 1097).
- Die Ergebnisse der Untersuchungen von WASSMANN (1996, S. 79) bei Salzgitter belegen die eine Brutansiedlung fördernde Wirkung von langen Gehölzrändern und unterholzreichen Gehölzen (hoher Grenzlinienanteil). Teilweise brauchen diese Elemente auch nur sehr reduziert vorhanden sein (z. B. langjährig besetzte Pirolreviere in Beständen fast ohne Strauchschicht, ebd.). Die oft beobachtete Vorliebe für Au- und Bruchwälder hängt nach WASSMANN (1996, S. 80) wahrscheinlich damit zusammen, dass diese Habitate stabiler sind hinsichtlich Witterung (Nahrungsangebot: Insektenanteil) und Habitatstruktur als andere Gehölzbiotope.
- Bei einer Telemetrie-Untersuchung in Schleswig-Holstein (BAUMANN 1999, 2000) ergab sich, dass die Bruthabitate eine starke Dominanz einzelner Baumarten aufwiesen: Eichenwälder, Birkenmoorwälder, Erlenbruchwälder, Pappelplantagen und andere Aufforstungsflächen (Altersklasse bis 30 Jahre) mit den genannten Arten. Eine wichtige Rolle als Nahrungsressource für den Pirol spielen Raupen, die vor allem in artenarmen Beständen dieser Baumarten vermehrt auftreten können (BAUMANN 2000). Ähnliche Ergebnisse liegen aus England vor, wo sich das Vorkommen der Pirole mit dem Vorhandensein von Pappelplantagen deckt. Dabei besiedeln sie bevorzugt Bestände derjenigen Pappelhybriden, die am frühesten austreiben und am stärksten von Raupen befallen werden (PRATER 1983 und DAGLEY 1994 zit. bei BAUMANN 1999, MILWRIGHT 1998 S. 329).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Aktionsraumgrößen schwankten bei einer Untersuchung in Mecklenburg (FEIGE 1986, S. 112) zwischen 6 und 37 (50) ha bei einem Mittelwert von 17 ha, können jedoch auch deutlich darüber liegen (bis > 100 ha im Einzelfall). WASSMANN (1996, S. 81) gibt für den Raum Salzgitter eine Spanne von 5-50 ha an. Große Reviere haben oft einen baumlosen Anteil. (Feuchte) Feldgehölze werden ab 0,5 ha Größe besiedelt. Minimalareale in rheinländischen Feldgehölzen betragen 4,2 ha sowie 5 ha in Südost-Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (BAUER et al. 2005 S. 27, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993 S. 1097). Unter Optimalbedingungen kann die Siedlungsdichte kleinflächig sehr hoch sein (z. B. 3 Paare in einem 1 ha großen Feldgehölz; 2 Paare in einem 2,5 ha großen Feldgehölz: WASSMANN 1990, S. 156). BAUMANN (1999) stellte in Schleswig-Holstein fest, dass die Nestumgebung bis zu 200 m Entfernung zum Neststandort für die Nahrungssuche bevorzugt wurde.

Sonstige Hinweise:

- Der Pirol kann kurzfristig witterungsbedingte lokale und regionale Bestandsschwankungen aufweisen (BAUER et al. 2005, FEIGE 1986 S. 69)

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Typische Bruthabitate vom Pirol sind aufgelockerte bis lichte, sonnenexponierte gewässernahe (Au-) Gehölze mit einem hohen Anteil von inneren und äußeren Grenzlinien, Pappelgehölze und alte Kiefern-Laubholzmischwälder mit hohem Grenzlinienanteil. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Pirol gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche weist eine hohe Eignung für den Pirol auf (Beschreibung s. o.). Idealerweise Südost- bis Südwestexposition bei Waldrandlage (Bevorzugung nach FEIGE 1986 S. 115), keine Windexposition (WASSMANN 1996 S. 79, 83).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1,5 ha (in Anlehnung an die Definition der Fortpflanzungsstätte, s. o.).
- Der Erhalt umfasst insbesondere in baumarmen Landschaften auch (Hybrid-) Pappelbestände (MILWRIGHT 1998 S. 329) und –reihen sowie Feldgehölze (insbesondere früh austreibende Pappelklone).
- Die Maßnahmenfläche muss so gelegen sein, dass unter Einbeziehung weiterer Wald- und Waldrandbereiche die Raumansprüche des Pirols erfüllt werden (Aktionsräume bis zu 50 ha, s. o.).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Bei einer Erhöhung des Erntealters (W 1.4) muss beim Zeitpunkt der Ernte gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Gehölze limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Gehölze nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist kurz- bis mittelfristig wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Verluste auf dem Zug und im Winterquartier, BAUER et al. 2005 S. 27) abhängt. Das Fehlen geeigneter Bruthabitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen des Pirols, so dass die o. g. Maßnahmen zum Erhalt / Pflege geeigneter Bruthabitate häufig empfohlen werden (z. B. BAUER et al. 2005 S. 27, FISCHER & BERCK 1997, HÖLZINGER 1987 S. 1291, HÖLZINGER 1997 S. 240, LWF 2009 S. 19).
- Es besteht nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 9.11.2011) eine mittlere Eignung als CEF-Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Optimierung von Gehölzhabitaten (Auflichten dichter Gehölzbestände) (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Typische Bruthabitate vom Pirol sind aufgelockerte bis lichte, sonnenexponierte gewässernahe (Au-) Gehölze mit einem hohen Anteil von inneren und äußeren Grenzlinien. In der Maßnahme werden als Brutplatz z. B. aufgrund von dichtem Gehölzwuchs suboptimal geeignete Gehölzbestände für den Pirol optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Grundsätzliche Habitateignung vorhanden (s. o.), aber aufgrund von dichtem Gehölzwuchs z. B. durch Nadelhölzer oder Lichtholzarten suboptimale Ausprägung.
- vgl. Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar / Einzelvorkommen):

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen
- Auflichten aktuell dichter Bestände: Entnahme von Fichten, Durchforstung dichter Bestände in den vom Pirol bevorzugten Baumarten (RÜCKRIEM et al. 2009 S. 187).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:ja nein **Weitere zu beachtende Faktoren:****Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:**

- Wirksamkeit innerhalb von 2 Jahren (Etablierung einer krautigen Vegetation und Erhöhung des Insektenreichtums)

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt. Der Maßnahmentyp (Auflichtung) wird von RÜCKRIEM et al. (2009 S. 187) vorgeschlagen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Ggf. bestehen Unsicherheiten bezüglich der Wirksamkeit, da sich ein Auflichten nicht direkt auf das Angebot von Insekten in den Baumkronen, in denen Pirole überwiegend Nahrung suchen, auswirken muss.
- Aufgrund der genannten Unsicherheiten besteht nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 9.11.2011) eine mittlere Eignung als CEF-Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:erforderlich (maßnahmenbezogen) erforderlich (populationsbezogen) bei allen Vorkommen bei landesweit bedeutsamen Vorkommen bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Außer dem Erhalt aktuell geeigneter Habitats bestehen nur eingeschränkt Möglichkeiten zur Aufwertung in Pirolhabitaten. Auch Neupflanzung von (Hybrid) Pappeln (MILWRIGHT 1998 S. 329 für England) ist nicht innerhalb einer für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen relevanten Zeitspanne (bis zu 10 Jahre) möglich (BEZZEL 1989 S. 145) und kann je nach Standort Zielkonflikte mit anderen Naturschutzaspekten aufweisen.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Baumann, S. (1999): Telemetrische Untersuchungen zur Raumnutzung und Habitatpräferenz des Pirols (*Oriolus oriolus*) in Schleswig-Holstein. *Corax* 18:73-87.

Baumann, S. (2000): Vergleich der Habitatstruktur und Habitanutzung in Brutgebiet und Winterareal des Europäischen Pirols (*Oriolus oriolus*, L. 1758). *Journal für Ornithologie* 141: 142-151.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF (2009?): Erhaltungsmaßnahmen für walddrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). <http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-walddrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf>, Abruf 18.8.2011.

Bezzel, E. (1989): Das besondere Vogelportrait: Der Pirol. Blüchel & Philler-Verlag, München, 159 S.

Feige, K. D. (1986): Der Pirol *Oriolus oriolus*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 578. Westarp Wissenschaften Magdeburg (Reprint von 1995, 216 S.

Fischer, A.; Berck, K.-H. (1997): Pirol - *Oriolus oriolus*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13 / 2. Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Kleiber, Mauerläufer, Baumläufer, Beutelmeisen, Pirole, Würger. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 809-1365.

Hölzinger, J. (1987): Pirol – *Oriolus oriolus* (Linné, 1758). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 1288-1291.

Hölzinger, J. (1997): *Oriolus oriolus* (Linnaeus, 1766) Pirol. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 3.2: Singvögel 2. Passeriformes – Sperlingsvögel: Muscicapidae (Fliegenschnäpper) und Thraupidae (Ammertangaren). Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 227-241.

Milwright, R. D. P. (1998): Breeding biology of the Golden Oriole *Oriolus oriolus* in the fenland basin of eastern Britain. *Bird Study* 45: 320-330.

Rückriem, C., Steverding, M. & D. Ikemeyer (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach § 42 BNatSchG im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur & Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Sudmann, S. R., Grüneberg, C., Hegemann, A., Herhaus, F., Mölle, J., Nottmeyer-Linden, K., Schubert, W., von Dewitz, W., Jöbges, M. & J. Weiss (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens. 5. Fassung, Stand Dezember 2008. *Charadrius* 44 (4): 137-230.

Wassmann, R. (1990): Der Pirol – Zur Biologie des „Vogels des Jahres 1990“. *Ber. ANL* 14: 153-160.

Wassmann, R. (1996): Ökologische und ethologische Untersuchungen am Pirol (*Oriolus oriolus* L. 1758). Dissertation zu Erlangung des Doktorgrades an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Georg-August-Universität zu Göttingen.

1.36 Raubwürger (*Lanius excubitor*)

Raubwürger *Lanius excubitor* ID 119

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Raubwürger bauen Nester in (Dorn-) Sträuchern, Gebüsch und in Bäumen. Das Nest wird in der Regel jedes Jahr neu gebaut, allerdings besteht eine hohe Revier- und Nistplatztreue (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993: 1295). Der Aktionsraum ist mit > 20 ha für einen Singvogel sehr groß. Als Fortpflanzungsstätte wird der Bereich in einem Umkreis von bis zu 150 m (planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz nach GASSNER et al. 2010: 193) zum Revierzentrum abgegrenzt. Weitere essenzielle Habitatbestandteile sind geeignete Nahrungshabitate im Umkreis bis zu 250 m zum Revierzentrum (entspricht Kreisfläche mit Radius 20 ha).

Ruhestätte: In Raubwürger-Revieren gibt es mehrere „Hauptplätze“ in exponierter Lage (Nutzung als Fress-, Ruhe-, Übersichts-, Schlaf und Mauserplatz: SCHÖN 1994: 262). Die als „Hauptplätze“ geeigneten Strukturen (dichte, große Dornstrauchgebüsche) werden als Ruhestätte abgegrenzt und sind in der Regel in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitat: Das Nest wird in hohen dichten Büschen und Bäumen gebaut, z.B. in großen Dorngebüsch, Obstbäumen, Pappeln, Fichten oder Kiefern mit freier Übersicht über das Revier. Die Art bevorzugt Kuppen oder Höhenrücken (BAUER et al. 2005: 46, HÖLKER 2002).
- Nahrungshabitat: Der Raubwürger bevorzugt übersichtliches, lückiges und niedrigwüchsiges Gelände in sonnenexponierter Lage mit Sitzwarten (z.B. exponierte Äste von Dornsträuchern und Einzelbäumen, Zaunpfähle, Freileitungen, bevorzugt in 3-10m Höhe, ROTHHAUPT 1997: 33) für die Nahrungssuche und mit Sichtkontakt zu Reviernachbarn. Typische Habitate sind halboffene, grenzlinienreiche Landschaften wie Wiesen-, Weide-, Moor- und Riedgebiete, Zwergstrauchheiden, extensiv genutzte Mager- und Streuobstwiesen, Windwürfe / Kahlschlagsflächen / Aufforstungen im Wald (SCHÖN 1994, HÖLKER 1993, 2002). Die Nahrung wird in der Brutzeit in Nestnähe gespeichert, im Winter aufgespießt (z.B. an Dornsträuchern) oder eingeklemmt. Wichtige Nahrungstiere sind Insekten und kleine Wirbeltiere (Frösche, Eidechsen, Kleinvögel, Kleinsäuger, BAUER et al. 2005: 46).
- Im Westerwald wurden Windwürfe vom Orkan „Wiebke“ (1990) bevorzugt besiedelt, wobei auch Umsiedlungen traditioneller Grünlandreviere in nahe gelegene Windwürfe stattfanden. Sie suchen dabei den Kontakt zu besetzten Revieren (SCHÖN 2000). Ende der 1990er Jahre verschlechterte sich die Habitateignung durch zunehmenden Dichtwuchs wieder (FISCHER & FAHL 2001: 894).

Maßnahmen

1. Auflichten dichter Gehölzbestände (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Gehölze stellen für den Raubwürger als Nistbiotop, Ruhe- und Mauserplatz, zum Aufspießen von Beutetieren sowie als Ansitzwarte wichtige Habitatslemente dar. In der Maßnahme werden für den Raubwürger verschiedene Habitattypen (z.B. Hecken, Heiden, Streuobst, Moore, Aufforstungen) mit bestehenden Gehölzen durch Auflichtung optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Entfernung zu Gehöften, Ortschaften o. a. idealerweise > 300 m (ROTHHAUPT 1997: 76).
- Bis auf starken Gehölzaufwuchs geeignetes Raubwürgerhabitat. Möglich ist eine Kombination mit Maßnahme 2 und 3.
- Der Standort enthält mehrere exponierte Bereiche und ermöglicht vom Relief her (ggf. nach der Auflichtung) eine Übersichtlichkeit (keine engen Talschluchten).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Bruthabitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Pflege von Hecken (nach SCHÖN 2000: 153 ff) in Hecken-Landschaften: Abschnittsweise Verjüngung von zu Baumstreifen aufgewachsenen Hecken, d. h. „Auf-den-Stock-Setzen“, Untergliedern oder zumindest Ausbuchten von geschlossenen, langen Heckenstreifen („optische Mauer“, SCHÖN 2000: 177) zur Wiederherstellung der Übersichtlichkeit. Gezielte Entnahme von höheren und wüchsigen Bäumen (z.B. Esche, Bergahorn, Buche) und von wüchsigen Büschen (z.B. Schlehe, Hasel, Roter Hartriegel), Büsche möglichst tief am Wurzelhals abschneiden, um Wiederausschlagen zu vermeiden. Belassen von einzelnen schwachwüchsigen, Krüppel- und Totholzbäumen, Beeren- oder Flechtenbäumen als Warten etwa alle 50-70 m. Schonung von einzelnen, besonders alten, dichten Dorn- und Beerensträuchern (z.B. Heckenrosen, Weißdorn), etwa alle 30-50 m und vorzugsweise am Ende einer Heckenreihe. Abräumen des Gehölzmaterals nach Pflegeschnitt.
- Pflege von Streuobstbeständen (nach SCHÖN 2000: 163 ff) in Streuobst-Landschaften: Baumschnitt im gruppenweisen Wechsel, jeweils einen Teil der Bäume möglichst lange „ungepflegt“ lassen: wenigstens jeden 3. Obstbaum nicht ausschneiden und die Bäume im Turnus von 5-10 Jahren pflegen, dabei gezielte Schonung von dürren Ästen, Astquirle, Höhlungen etc.; Erhalt von stehenden, toten Bäumen oder Teilen davon durch Abstützung o. ä. über möglichst lange Zeit. Neu- und Nachpflanzung von Obstbäumen und dornigen Einzelbüschen v. a. am Rand von geschlossenen Obstbaum-Beständen. Abstand der Gehölze ca. 30-100 m, idealerweise im Mittel 35-40 m; im Mittel 5-10 Sitzwarte / ha. Unternutzung als Wiese oder Weide (jedoch z.B. bei Pferden Schälschäden beachten), siehe Maßnahme 2.
- Pflege von dichten Gehölzen in Heidebeständen (nach SCHÖN 2000: 158 ff.) in Heidelandschaften: Ausdünnung von dichten Gehölzbeständen, um noch offene Restflächen auszudehnen oder zu schaffen. Dabei gezielte Entnahme der höheren und wüchsigen Bäume (z.B. Fichte, Kiefer, Esche, Bergahorn, Buche) oder ausbreitungsstarker Sträucher (z. B. Schlehe). Belassen von wenigen, v. a. schwachwüchsigen, mehrkronigen Bäumen (v. a. Kiefer), höchstens alle 70-100 m, idealerweise in kleinen Gruppen. Belassen von stehenden Totholz- und Wildobst-Bäumen, idealerweise in kleinen Gruppen und höchstens alle 50-70 m, um so zwischen den Baumgruppen größere baumlose Freiflächen zu schaffen. Schonung und Freistellung von alten, dichten (Dorn-) Sträuchern (außer Wachholder), bevorzugt in kleinen Gruppen etwa alle 30-50 m. Stehen lassen von einigen Hochstubben (d. h. bodennahe Stammteile in 0,5-1,5 m Höhe absägen), übrige Stämme / Triebe möglichst tief abschneiden für anschließende (Schaf-) Beweidung oder Mahd. Entfernen von sichtversperrenden

Gehölzen, v. a. von Gehölzen in Verbindungsschneisen zwischen freien Bereichen zur Herstellung der Übersichtlichkeit. Zur Verteilung der Gehölze siehe oben. Abräumen des Gehölzmaterials möglichst rasch nach dem Schnitt, falls nötig Zwischenlagerung an gedeckten Plätzen (möglichst nicht an den Bestandsrändern).

- Pflege von Moorbeständen (nach SCHÖN 2000: 167) in Ried- und Moorlandschaften: Ähnlich wie bei der Pflege von Heidebeständen soll v. a. das Vordringen eines geschlossenen Gehölz-Bestandes verlangsamt werden. Auffichten von aufkommendem Bruchwald, Zurückdrängen des Baum-Bewuchses. Möglichst kleinflächig wechselnde Wiedervernässung (keine großflächige Aufstauung), Nutzung der Ried- und Feuchtwiesen durch Beweidung oder Streifenmahd (siehe Maßnahme 2), Aushagerung von ungedüngten Wiesen-Randstreifen in weniger feuchten, bewirtschafteten Teilflächen in der Randzone des Moores.
- Anlage von Sichtschneisen in Aufforstungen: Raubwürger besiedeln auch Windwürfe, Schlagfluren (FISCHER & FAHL 2001, HÖLKER 1993, 2002) und junge Aufforstungen (SVOBODA 1995: 2, HÖLZINGER & SCHÖN 1987: 1197), sofern die nötigen Habitatparameter (Übersichtlichkeit, Sitzwarten, Nahrungshabitate) vorhanden sind. In der Maßnahme wird die Attraktivität vorhandener, junger Aufforstungen, bei denen die übrigen Habitatparameter erfüllt sind (Sitzwarten, ausreichend hohe und dichte Gehölze für die Nestanlage) durch die Anlage von Sichtschneisen zur Erhöhung der Übersichtlichkeit erhöht (bei der Pflanzung oder durch Rodungen). Die Maßnahme hat nur temporäre Wirkung (Aufforstungen verlieren mit zunehmendem Dichteschluss der Gehölze ihre Eignung) und soll für den Raubwürger nur angewandt werden, sofern in anderem Rahmen eine Aufforstung stattfindet. Mittel- bis langfristig sind Aufforstungen für den Raubwürger durch den Verlust von Nahrungshabitaten ungeeignete Flächen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Die oben beschriebenen Pflegevorschriften müssen je nach Aufkommen von Gehölzen wiederholt werden. Dabei kann eine Beweidung z. B. mit Ziegen einbezogen werden vgl. Maßnahme 2).
- Störungsberuhigung in der Brutzeit (Ende März bis Mitte Juli), bei Betroffenheit von Ganzjahreslebensräumen mit Wintervorkommen auch darüber hinaus.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auffichtungen vorhandener Gehölzbestände kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren nach Durchführung der Pflegemaßnahme. Raubwürger sind in der Lage, sofort oder innerhalb weniger Jahre, z. B. Windwürfe zu besiedeln (GEIER et al. 1998: 347, KOWALSKI 1983, HÖLKER 2002: 174, 176, NEUSCHULZ 1991) oder auf die o. g. Pflegemaßnahmen zu reagieren (SCHÖN 2000: 185 ff.). Sie suchen dabei den Kontakt zu besetzten Revieren (SCHÖN 2000).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahmen werden vom Typ her in der Literatur oft empfohlen (z.B. BAUER et al. 2005, BIVER et al. 2008: 5, HÖLZINGER & SCHÖN 1987, HÖLKER 2002, LANUV 2014, LAUX 2015: 2, NLWKN 2011). Raubwürger sind in der Lage, sofort oder innerhalb weniger Jahre z. B. Windwürfe zu besiedeln (FISCHER & FAHL 2001, KOWALSKI 1983, HÖLKER 2002: 174, 176, NEUSCHULZ 1991). GEIER et al. (1998: 347) konnten einen Bestandsanstieg von 3-4 Paaren 1984-1988 mit Beginn von Fichtenräumung und Wiederaufnahme der Mahd von Grünlandbrachen ab 1988 auf 10-12 Paare in 1992 verzeichnen. Nach der Öffnung von Heideflächen durch Gehölzpflege konnte SCHÖN (2000: 185) eine Besiedlung einer Fläche, welche 15 Jahren nicht besiedelt wurde, feststellen. Auch in einem aufgelichteten Hecken- und Heidegebiet wurde in einem Raubwürgerrevier nach 11 Jahren erstmals wieder gebrütet (ebd).
- Die Wirksamkeit wird wegen der Belege und der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

2. Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Raubwürger benötigen für die Nahrungssuche kurzrasig bewachsene Flächen. In der Maßnahme werden günstige Nahrungshabitate geschaffen. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Raubwürgers ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Entfernung zu Gehöften, Ortschaften o. a. idealerweise > 300 m (ROTHHAUPT 1997: 76).
- Unmittelbar angrenzend an oder inmitten von potenziellen Bruthabitaten.
- Der Standort soll mehrere exponierte Bereiche und Sitzwarten enthalten (ggf. nach Strukturanreicherung, Maßnahme 3) und vom Relief her eine Übersichtlichkeit (ggf. nach Gehölzrodungen, Maßnahme 1) ermöglichen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Orientierungswert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.
- Ziel ist eine strukturierte Vegetation mit hohem Anteil kurzrasiger Flächen, die dem Raubwürger eine Nahrungssuche ermöglichen.
- Nach LAUX (2015: 3) ist Beweidung grundsätzlich der Vorzug vor einer Mahd zu geben.
- Grünland (Beweidung): Beweidung idealerweise mit Schafen, Rindern, Pferden (Ziegen je nach Bedarf für Gehölzverbiss mitführen) in Hütehaltung und mit Pferchacker z.B. auf „wiedergeöffneten“ Flächen nach Gehölz-Aufflichtung (siehe Maßnahme 1, nach SCHÖN 2000: 178, LAUX et al. 2014: 114). Während der Brutzeit ist eine möglichst geringe Besatzdichte zu gewährleisten (LAUX 2015: 3).
- Grünland (Mahd): (Mehrfach)-Streifen-Mahd (LAUX 2015: 4, SCHÖN 2000: 179): Mahd idealerweise mit einem Balkenmäher, keine Mulchgeräte und Rotationsmäher. Das Grünland weist regelmäßig gemähte „Kurzgrasstreifen“ oder -flächen und höherwüchsige, nur alle 2-4 Jahre abschnittsweise gemähte „Altgrasstreifen“ oder -flächen auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen oder flächenartige Form). Wichtig ist ein hoher Grenzlinienanteil (BOSSHARD et al. 2007, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO &

ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt ca. 3 m. Die Vegetationshöhe der Kurzgrasstreifen liegt idealerweise bei < 10 cm (ROTHHAUPT 1997: 126) und soll 20 cm nicht überschreiten (HÖLKER 1993: 110, TRYJANOWSKI et al. 1999: 60). Um unerwünschte Veränderungen in der Artenzusammensetzung der Wiesen zu vermeiden, sollen die Altgrasstreifen frühestens nach 3-4 Jahren wieder an dieselbe Stelle zu liegen kommen. Das Mahdgut ist abzutransportieren. Mahd der Altgrasstreifen im Herbst nach der Brutzeit des Raubwürgers.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Pflege des Offenlandes durch Beweidung / Mahd wie oben angegeben.
- Ggf. Entbuschungen im Winterhalbjahr (vgl. Maßnahme 1).
- Störungsberuhigung (bis auf die Grünlandpflege) in der Brutzeit (Ende März bis Mitte Juli); bei Standvögeln auch darüber hinaus, bei Betroffenheit von Wintervorkommen nur im Winterhalbjahr.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit von Ausmagerungen nährstoffreicher Standorte innerhalb von bis zu 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur von z.B. BAUER et al. (2005), BIVER et al. (2008: 5), HÖLZINGER & SCHÖN (1987: 1202 f.), LANUV (2014), LAUX (2015: 2), NLWKN (2011), SCHÖN (2000: 178 ff.) empfohlen. GEIER et al. (1998: 347) konnten einen Bestandsanstieg von 3-4 Paaren 1984-1988 mit Beginn von Fichtenräumung und Wiederaufnahme der Mahd von Grünlandbrachen ab 1988 auf 10-12 Paare in 1992 verzeichnen. Die Bedeutung und Nutzung kurzrasiger, lückiger Bereiche wird in der Literatur oft hervorgehoben und ist durch entsprechende Beobachtungen belegt (z.B. KOWALSKI 1983, TRYJANOWSKI et al. 1999: 61, HÖLKER 1993: 104 ff.).
- Die Wirksamkeit wird wegen der Belege und der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

3. Entwicklung von Kleinstrukturen (Anlage von Gehölzen O3.1.2, Anlage von Gesteinsaufschüttungen / Legesteinmauern O4.4.3 / O4.4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden in ausgeräumten Gebieten Nahrungshabitats für den Raubwürger durch Anlage / Pflege von Kleinstrukturen optimiert. Die Maßnahme wird in Kombination mit flächigen Maßnahmen (s. Maßnahmen 1 und 2) durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden), Entfernung zu Gehöften, Ortschaften o. a. idealerweise > 300 m (ROTHHAUPT 1997: 76).
- Der Standort soll mehrere exponierte Bereiche enthalten und vom Relief her eine Übersichtlichkeit (ggf. nach Gehölzrodungen) ermöglichen (keine engen Talschluchten).
- Bis auf die Kleinstrukturen günstige Brut- und Nahrungshabitate vorhanden (oder in Kombination mit Maßnahme 1 oder 2 herstellen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der Maßnahmenbedarf richtet sich nach der vorhandenen Grundausrüstung der Maßnahmenfläche (Einzelfallbetrachtung).
- Neuanlage von Einzel-Dornsträuchern oder Kleingehölzen: Bei einer Neupflanzung von Gehölzen sollen überwiegend einzeln stehende und niedrig bleibende Gehölze gepflanzt werden, z.B. Einzelbüsche inklusive Dornsträucher, Kleinhecken oder Einzel-Obstbäume (SCHÖN 2000: 177). Abstand der Gehölze idealerweise im Mittel 35-40 m; im Mittel 5-10 Sitzwarten / ha. Der Deckungsgrad von Gehölzen soll insgesamt < 15 % betragen (SCHÖN 1994: 261, 266 für Raubwürger der Schwäbischen Alb). Keine Anlage von geschlossenen Heckenzeilen.
- Neuanlage / Pflege von (Lese-) Steinhaufen- oder -wällen (LAUX 2015: 3; Angaben nach SCHÖN 2000: 169 ff.).
 - Grundfläche der Steinhaufen 2-5 m im Durchmesser, 1-2 m Höhe, 3-8 t Steine pro Haufen. Ggf. Verbindung der Steinhaufen durch niedrige Steinwälle von 1-2m Breite, 0,5-1,0 m Höhe und 10-30 m Länge. Verwendung von möglichst groben, bodenfreien Steinen bis Felsblockgröße aus der lokal anstehenden geologischen Schicht. Idealerweise Umrandung mit einer Sandlage, um das Zuwachsen des Steinhaufens zu verlangsamen: Sandiges Material in einer Breite von ca. 0,5 – 2 m und einer Bodentiefe von 25-40 (50) cm um den Haufen verteilen und verdichten. Die Verwendung von „Steinsand“ (Brechsand), der Anteile von Gesteinsmehl enthält, erhöht die Haltbarkeit der Umrandung. Alternativ auch Abschieben des nährstoffreichen Oberbodens auf der für die Steinhaufen vorgesehenen Fläche.
 - Nach Abschüttung von LKW ist in der Regel eine „Nachbesserung“ erforderlich: Verstreute Steine einsammeln, Bildung einer abgerundeten Form, Bildung einer „Haube“ aus größeren Steinen im oberen Haufenbereich, Schaffung von möglichst großen Hohlräumen nach der Oberfläche.
 - Die Neuschaffung von Steinhaufen oder -wällen soll möglichst weit verteilt über die Maßnahmenfläche(n) erfolgen. Anlage von Steinwällen z.B. in Abständen von 30-100 m (SCHÖN 2000: 173).
- Wiedervernässung sumpfiger / feuchter Bereiche (LAUX 2015: 3).
- Unterbrechen / Umwandeln von befestigten Feldwegen mit Teer-Oberfläche (HÖLZINGER & SCHÖN 1987: 1203, SCHÖN 1994: 266, HÖLKER 2002, LAUX 2015: 3): Umwandlung in unbefestigten Feldweg (Schotterweg) oder in „Plattenweg“ mit unbefestigtem Boden zwischen den Fahrspuren. Einbeziehen von vorhandenen unbefestigten Feldwegen mit geringer Störungsintensität in die Maßnahme: Bei gering befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen („Graswege“), werden die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten (vgl. Maßnahme 2).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Offenhalten der Kleinstrukturen: jährliche Kontrolle, ggf. Freischneiden ab August
- Störungsberuhigung in der Brutzeit (Ende März bis Mitte Juli); bei Standvögeln auch darüber hinaus, bei Betroffenheit von Wintervorkommen nur im Winterhalbjahr.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei der Neuanlage von Gehölzen muss die Funktion beachtet werden, die das Gehölz haben soll (Sitzwarte, Ruheplatz, Nisthabitat). Sitzwarten mit bevorzugten Höhen von 3-10 m können durch die Verwendung hoher Pflanzqualitäten, von Pfählen o. a. kurzfristig hergestellt werden. Nistgehölze (hohe und dichte Büsche und Bäume) mit durchschnittlicher Nesthöhe in (1,4-) 7-9 m (BAUER et al. 2005 S. 47) können bei Verwendung hoher Pflanzqualitäten mittelfristig (innerhalb von bis zu 10 Jahren) hergestellt werden (fachgutachterliche Einschätzung). Eine Zwischenstellung nehmen Gebüsche mit Ruhefunktion und als Nahrungsdepot ein.
- Die Strukturen zu den Steinhaufen sind unmittelbar nach der Pflegemaßnahme vorhanden. Bis zur Wirksamkeit (Besiedlung durch Insekten, Reptilien u. a. Beutetiere) wird ein Zeitraum von bis zu 2 Jahren veranschlagt (fachgutachterliche Einschätzung).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar.
- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt
- Die Maßnahmen werden in der Literatur z.B. von BAUER et al. (2005: 45), BIVER et al. (2008: 5), HÖLZINGER & SCHÖN (1987: 1203), LAUX et al. (2014: 110 f.), SCHÖN (1994: 266), SCHÖN (2000: 169 ff.), HÖLKER (2002) vorgeschlagen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme. Von der Artökologie erscheint es aber plausibel, dass die Maßnahme als Ergänzung zu anderen Habitatverbesserungen (Maßnahme 1 oder 2) zur Optimierung von Raubwürgerlebensräumen beitragen kann. Daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben.

Risikomanagement:

- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als flankierende CEF-Maßnahme geeignet (Maßnahme nur in Kombination mit Maßnahme 1 oder 2, bei Gehölzen mit Funktion als Brutplatz mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für den Raubwürger stehen je nach Ausgangsbeständen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen wie Entwicklung von Bruthabitaten und Nahrungshabitaten zur Verfügung. Der Raubwürger ist jedoch eine sehr seltene Brutvogelart in Rheinland-Pfalz. CEF-Maßnahmen für den Raubwürger bedürfen daher einer Einzelfallentscheidung und der Absprache mit der Naturschutzbehörde sowie Artexperten.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Biver, G.; Lorge, P.; Schoos, F.; Grof, M.; Sowa, F. (2008): Artenschutzprogramm Raubwürger *Lanius excubitor* in Luxemburg. Vorentwurf 11/04/2008. Im Auftrag Le Gouvernement Gu Grand-Duché De Luxembourg. Ministère du Développement durable et des Infrastructures.

Bosshard, A., Stäheli, B., Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. Merkblatt Agridea. Lindau/Lausanne. 4 S.

- Fischer, K.; Fahl, G. (2001): Zur Bestandsentwicklung des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) im Raum Westerburg (Westerwald) zwischen 1979 und 2000. *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 9 (3): 889-899.
- Geier, M.; Kolb, K.-H.; Spitzl, K. H. (1998): Naturschutzgroßprojekt Hohe Rhön / Lange Rhön, Bayern. *Natur und Landschaft* 73 (7/8): 341-349.
- Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1993): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 13 / 2. Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Kleiber, Mauerläufer, Baumläufer, Beutelmeisen, Pirole, Würger. Aula-Verlag, Wiesbaden: 809-1365.
- Hölker, M. (1993): Untersuchungen zum Bruthabitat des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) in Südostwestfalen. *Ökologie der Vögel* 15: 99-113.
- Hölker, M. (2002): Bestandsentwicklung und Bruthabitat des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) in der Medebacher Bucht 1990-2001. *Charadrius* 38 (3): 169-179.
- Hölzinger, J.; SCHÖN, M. (1987): Raubwürger – *Lanius excubitor* Linné, 1758. In Hölzinger, J. (Bearb.): *Die Vögel Baden-Württembergs*. Band 1 Gefährdung und Schutz, Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg, Artenhilfsprogramme. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.: 1195-1203.
- Kowalski, H. (1983): Landschaftsveränderungen durch Talsperrenbau und ihre Auswirkungen auf die Vogelwelt am Beispiel von Raubwürger (*Lanius excubitor*) und Rotrückenvürger (*Lanius collurio*). *Charadrius* 19 (1): 26-32.
- LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2014): Raubwürger (*Lanius excubitor* Linnaeus, 1758). <http://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/schutzziele/103186>, Abruf 30.05.2016. Stand der Seite: 2014.
- Laux, D.; Bernshausen, F.; Hormann, M. (2014): Artenhilfskonzept Raubwürger (*Lanius excubitor*) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Stand: 04.08.2014. http://vswffm.de/content/projekte/artenhilfskonzept/index_ger.html, Abruf 9.12.2015.
- Laux, D. (2015): Biodiversitätsstrategie Hessen: Maßnahmenblatt Raubwürger (*Lanius excubitor*). http://vswffm.de/v/vsw/content/e3884/e4580/e4852/Manahmenblatt_Raubwrger_05_DL.pdf, Abruf 30.5.2016.
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217.
- Neuschulz, F. (1991): Spontane Ansiedlung seltener Kleinvogelarten in neu entstandenem Lebensraum. *Seevögel* 12, Sonderheft 1: 75-78.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen Raubwürger (*Lanius excubitor*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 25.05.2016.
- Rothhaupt, G. (1997): Populationsgefährdungsanalyse am Raubwürger (*Lanius excubitor* L.). Dissertation Universität Göttingen. 149: + Anhang.
- Schön, M. (1994): Kennzeichen des Raubwürger-Lebensraumes (*Lanius e. excubitor*) im Gebiet der südwestlichen Schwäbischen Alb: Jahreszeitliche Nutzung und Revier-Grösse, Struktur-Merkmale und –Veränderungen, Kleinstrukturen und Bewirtschaftung. *Ökologie der Vögel* 14: 253-495.
- Schön, M. (2000): Naturschutz-Konzeption und Landschaftspflege-Massnahmen für Halboffen-Landschaften am Beispiel des Raubwürger-Lebensraumes *Lanius excubitor* im Gebiet der Südwestlichen Schwäbischen Alb. *Ökologie der Vögel* 22: 131-235.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Svoboda, K. H. (1995): Raubwürger - *Lanius excubitor* Linné 1758. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): *Avifauna von Hessen*, 2. Lieferung.
- Tryjanowski, P.; Hromada, M.; Antczak, M. (1999): Breeding habitat selection in the Great Grey Shrike *Lanius excubitor* – the importance of meadows and spring crops. *Acta Ornithologica* 34 (1): 59-63.

1.37 Rauchschnwalbe (*Hirundo rustica*)

Rauchschnwalbe *Hirundo rustica* ID 39

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Rauchschnwalbe brütet in selbst gebauten Nestern meist im Inneren von (landwirtschaftlichen) Gebäuden. Die Nester werden einzeln oder kolonieartig angelegt. Die Ortstreue ist hoch ausgeprägt. Als Fortpflanzungsstätte wird der Raum mit dem Nest / der Kolonie abgegrenzt.

Ruhestätte: Im Anschluss an die Fortpflanzungszeit / während der Zugzeit bestehen Gemeinschaftsschlafplätze z. B. in Schilf, Staudenfluren oder Bäumen etc. Diese werden bei traditioneller Nutzung inklusive eines Puffers von 50 m als Ruhestätte abgegrenzt. Weitere Ruhestätten einzelner Individuen sind unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(ft. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Innenräume von Gebäuden (Brutstandort v. a. Ställe, aber auch Schuppen, Lagerräume etc)
- Baumaterial für Nester: v. a. dünnflüssiger Lehm, feuchte Erde, ferner Pflanzenteile. Das Baumaterial wird meist von Pfützen oder Gewässerrändern mit offenem Boden entnommen.
- Offene Flächen für die Nahrungssuche (v. a. Viehweiden) inklusive solcher Standorte, wo die Nahrungstiere bei stürmischem / regnerischem Wetter niedrig fliegen (Schlechtwetter-Nahrungsgebiete: Gewässer, windgeschützte Waldränder, Hecken, Baumreihen, beweidetes Grünland, Misthaufen, diese sind insbesondere in ackerdominierten Gebieten essenziell, LOSKE 2008) im Umfeld von ca. 300 m zum Brutplatz (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 435).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Die Rauchschnwalbe kann jährlich starke Bestandsschwankungen zeigen.
- Rauchschnwalben können einzeln und in Kolonien brüten. Sie sind im Gegensatz zu Mehl- und Uferschnwalbe keine Koloniebrüter i. e. S. (LOSKE 1994, S. 178), allerdings sind große „Kolonien“ offenbar weniger anfällig gegenüber Aufgaben als Einzelvorkommen oder kleine Kolonien (LOSKE 2008). Die Brut in Einzelpaaren, Gruppen oder Kolonien ist v. a. vom Angebot an Nistplätzen abhängig, in Kolonien ist der Bruterfolg eher geringer (BAUER et al. 2005, S. 156).

Maßnahmen

1. Anbringen von Kunstnestern (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Rauchschnalbe brütet meistens in selbst angefertigten Nestern an Gebäudewänden o. a. Insbesondere bei Mangel an Baumaterial können Engpässe bei der Herstellung der Nester auftreten. Durch die Maßnahme werden der Rauchschnalbe artspezifische Nisthilfen angeboten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Günstige Nahrungshabitate (s. o.) im Umfeld von ca. 300 m vorhanden.
- Möglichst noch genutzter Stall mit Viehbesatz während der Brutzeit (WILLI et al. 2011; bevorzugt Kühe). Keine zugigen Boxenlaufställe.
- Gewährleistung der Zugänglichkeit zu den Räumen in der Fortpflanzungszeit (mind. Ende März bis Ende September) durch Öffnungen von mind. 20 cm Durchmesser sowie freier Anflugmöglichkeit an die Kunstnester, dabei kein Entstehen von Gefahrensituationen (z. B. bei Niedrigflug Gefahr durch Prädation von Hauskatze oder Kollisionsgefahr mit Kfz)
- Katzen-, marder- und rattensichere Stellen mit möglichst wenig Zugluft.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Bei Betroffenheit von 1-10 Paaren werden pro Paar 2 artspezifisch geeignete Nistkästen angeboten (Typ: offene Halbschalen von etwa 16 cm Durchmesser). Bei > 10 Paaren werden rechnerisch 1,5 Nistkästen pro Paar angeboten.
- Alternativ zum Nistkasten: ein Brett von ca. 12 x 12 cm Durchmesser als Nistsims). Sofern möglich, können auch Nistnischen in Wänden angelegt werden.
- Anbringen der Kunstnester in Deckennähe des Raumes (Raumhöhe > 2 m). Abstand der Oberkante zur Decke ca. 5-10 cm (bei Brettern ca. 10-15 cm unterhalb der Decke (RUGE 1989, VON HIRSCHHEYDT 2004).
- Rauchschnalben sind keine Koloniebrüter i. e. S. wie Mehl- oder Uferschnalbe. In großen Räumen, die mehrere Brutpaare beherbergen können, sollten die Nisthilfen deshalb möglichst weit auseinander liegen (mehrere Meter) und so verteilt werden, dass zwischen den Nestern kein Sichtkontakt besteht (FUJITA & HIGUCHI 2011; ohne Sichtkontakt auch < 1 m). Konflikte zwischen Paaren lassen sich verringern, wenn nicht alle Vögel die gleiche Einflugöffnung benutzen müssen (VON HIRSCHHEYDT 2004).
- Die Gefahr, Kunstnester an ungeeigneten Orten aufzuhängen, lässt sich vermindern, wenn man sie dort anbringt, wo ältere, defekte Naturnester oder deren Spuren auf Standorte hinweisen, die von den Vögeln selber ausgewählt worden sind (VON HIRSCHHEYDT 2004).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Kunstnester sind grundsätzlich jahrzehntelang haltbar. Um einen starken Befall mit Parasiten entgegenzuwirken, sollen die Kunstnester mind. alle 2 Jahre außerhalb der Brutzeit gereinigt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Anlage von Schwalbenpfützen ist für Kunstnester nicht zwingend parallel durchzuführen, da die Nester bereits vorhanden sind. Sie kann trotzdem sinnvoll sein, um die Anlage natürlicher Nester in der Kolonie zu fördern.
- Klebschnüre zur Fliegenbekämpfung sind grundsätzlich nicht im Brutraum zu verwenden. In Ausnahmefällen sind sie knapp (1–2 cm, mit Distanzhaltern alle 1–2 m) unter der Decke zu spannen. Wo dies nicht möglich ist, muss eine zusätzliche Schnur, ein Plastikband o.ä. möglichst nah oberhalb zur Klebschnur geführt werden, um die Vögel von dieser fern zu halten (VON HIRSCHHEYD 2004).
- Keine Geräte näher als 2 m zu den Nestern abstellen (Prädationsgefahr durch Katzen / Marder, VON HIRSCHHEYD 2004).
- Wo der Kotanfall unter besetzten Nestern zum Problem wird, kann man dies mit Hilfe von Kotbrettern verhindern (VON HIRSCHHEYDT 2004).
- Für langfristige Wirksamkeit ist Akzeptanz beim Eigentümer / Nutzer des Gebäudes wichtig.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist innerhalb von bis zu 2 Jahren wirksam, wenn die Nester an Stellen aufgehängt werden, wo ältere, defekte Naturnester oder deren Spuren auf Standorte hinweisen, die von den Vögeln selber ausgewählt worden sind (VON HIRSCHHEYDT 2004).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anbringen von Kunstnestern wird in der Literatur vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, RUGE 1989). Nach LÖHRL (1979, zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, S. 422) werden Kunstnester „bereitwillig“ angenommen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art

hoch

mittel

gering

Entwickelbarkeit der Strukturen

kurzfristig

mittelfristig

langfristig

Belege / Plausibilität

hoch

mittel

gering

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Schwalbenpfützen (G2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für die Anlage ihrer Nester benötigt die Rauchschnalbe feuchte Pfützen, Flachgewässern o. a. mit offenem Boden (Lehm, Erde oder Schlamm). Durch die Maßnahme wird ein Angebot dieser Strukturen gewährleistet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- In der Nähe eines Vorkommens (nicht weiter als 500m zum Brutplatz)
- Offener oder lückiger Boden mit Lehm (nach Befeuchtung dünnflüssig), Erde oder Schlamm. Abdichtungen mit Folien o. a. sollen nicht durchgeführt werden.
- Freier Anflug ohne Gefährdungen durch Kollision o. a.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Durchmesser einer Schwalbenpfütze mind. (0,5) bis 1 m (RUGE 1989, S. 80). Es gibt keine weiteren begründeten Mengenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Bei 1-5 Paaren mind. 2 Schwalbenpfütze pro Paar oder eine entsprechend große Pfütze, bei > 5 Paaren rechnerisch 1,5 Pfützen, bei > 10 Paaren 1 Pfütze (oder jeweils eine entsprechend große geeignete Fläche).
- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Verwendung von Kunstnestern ist die Maßnahme nicht zwingend nötig, zur Anlage selbst gebauter Nester aber wünschenswert (s. Anbringen von Kunstnestern).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anlegen von Schwalbenpfützen wird in der Literatur empfohlen (BAUER et al. 2005, S. 155, JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 75, NABU 2007, RÜCKRIEM et al. 2009, RUGE 1989, S. 80). Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise liegen nicht vor. Eine Annahme der Pfützen kann vor dem Hintergrund der Artökologie sicher erwartet werden, da die Art unter natürlichen Verhältnissen für ihren Nestbau flexibel auf kurzfristig / temporär verfügbare geeignete Stellen reagiert.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch**Fazit:** Für die Rauchschnalbe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Kunstnestern: geringe Priorität

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Fujita, G.; Higuchi, H. (2011): Effect of neighbour visibility on nest attendance patterns of Barn Swallows *Hirundo rustica* in loose colonies. *Ibis* 153 (4): 858-862.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 1. Passeriformens (1. Teil): Alaudidae – Hirundinidae, Lerchen und Schnalben. Aula-Verlag, Wiesbaden, 507 S.

Löhrl, H. (1979): Die Rauchschnalbe. DBV-Verlag, Melsungen 1979, 40 S. (Broschüre zum Vogel des Jahres 1979). Zitiert bei Glutz von Blotzheim & Bauer 1985.

Loske, K.-H. (1994): Untersuchungen zu Überlebensstrategien der Rauchschnalbe (*Hirundo rustica*) im Brutgebiet. Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn, Cuvillier Verlag, Göttingen, 195 S.

Loske, K.-H. (2008): Der Niedergang der Rauchschnalbe *Hirundo rustica* in den westfälischen Hellwegbörden 1977-2007. *Vogelwelt* 129: 57-71.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83

Naturschutzbund Deutschland (2007): Feldvögel - Kulturfolger der Landwirtschaft. Factsheets. <http://www.nabu.de/tiereundpflanzen/voegel/tippsfuerdiepraxis/06475.html>, Abruf 28.10.2011

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

von Hirschheydt, H. (2004): Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz & Schweizerische Vogelwarte Sempach (Hrsg.): Merkblätter für die Vogelschutzpraxis. <http://infonet.vogelwarte.ch/upload/d-nhrauchschnalbe.pdf>, Abruf März 2011. 4 S.

Willi, T.; Korner-Nievergelt, F.; Gruebler, M. U. (2011): Rauchschnalben *Hirundo rustica* brauchen Nutztiere, Mehlschnalben *Delichon urbicum* Nisthilfen. *Ornithologischer Beobachter* 108 (3): 215-224. www.schnalbenschutz.de, Abruf 22.2.2011

1.38 Raufußkauz (*Aegolius funereus*)

Raufußkauz *Aegolius funereus* ID 40

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Raufußkäuze brüten in Höhlen (meistens Baumhöhlen vom Schwarzspecht), lokal bestehen jedoch auch „Nistkastenpopulationen“. Die Männchen sind ortstreu, bei Weibchen können z. T. großräumige Umsiedlungen auftreten. Offenbar wechselt der Raufußkauz, sofern möglich, jährlich seine Bruthöhle, um der Prädationsgefahr durch den Baumrarder vorzubeugen. Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Höhlenbaumes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher der besetzte Höhlenbaum bzw. das Aktionsraumzentrum und weitere geeignete Höhlenbäume im Umkreis von bis zu 100 m angesehen (falls nicht auskartiert, sind potenziell geeignete Strukturen, z. B. Altbäume ab mittlerem Baumholz, in diesem Umkreis zum Aktionsraumzentrum abzugrenzen). Als essenzielle Nahrungshabitate gelten kleine Lichtungen und Schneisen bzw. lückige Altholzbestände im Umfeld von bis zu 100m zur Bruthöhle / Aktionsraumzentrum.

Ruhestätte: Neben Bruthöhlenbaum weitere geeignete Schlafhöhlen und deckungsreiche Tageseinstände (Nadelholzgruppen, v. a. Fichte) im Umkreis von bis zu 100m zum Bruthöhlenbaum / Aktionsraumzentrum. Die Abgrenzung der Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet / Vorkommen topografisch oder naturräumlich abgrenzbar](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Art ist als Höhlenbrüter auf Altholzbestände (meist Buche oder Kiefer) mit geeigneten Baumhöhlen angewiesen, in deren Nähe deckungsreiche Nadelholzbestände (Tagesruhe) sowie offene Flächen (Lichtungen, Waldwiesen) als Nahrungshabitat vorkommen (BAUER et al. 2005, S. 699, MEBS in NWO 2002, S. 145).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Typischerweise treten „Klumpungen“ der Brutplätze auf (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 292).
- Wichtig ist ein Rufkontakt zwischen den Revieren (BAUER et al. 2005, S. 698). Ist dieser nicht mehr gegeben, werden auch ansonsten geeignete Althölzer mit Baumhöhlen nicht besiedelt (UPHUES 2004). Daher sollen Maßnahmenflächen nicht in isolierten, kleinen Waldbeständen liegen. UPHUES (2004, 2006) empfiehlt als Mindestgröße eines Altholzbestandes (Bruthabitat) 3-10 ha, der vom nächsten (besiedelten) Altholzbestand nicht weiter als 1 km entfernt sein soll.

Sonstige Hinweise

- Der Raufußkauz zeigt in Abhängigkeit vom Wühlmausangebot starke Bestandsschwankungen (BAUER et al. 2005, S. 698, KÄMPFER-LAUENSTEIN & LEDERER 2010).

Maßnahmen

1. Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W 1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4))

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Raufußkäuze brüten natürlicherweise in Baumhöhlen. In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Raufußkauz potenzielle Höhlenbäume gesichert, um insbesondere Landschaften mit Mangel an Nistmöglichkeiten ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gehölzbestand mit für den Raufußkauz geeigneten potenziellen Brutbäumen, d. h. Vorkommen von (Schwarzspecht-) Baumhöhlen. Alternativ kann die Maßnahme mit der Anlage von Nistkästen kombiniert werden (Anbringung von Nisthilfen).
- Innerhalb eines großflächigen Waldbestandes > 3 ha und < 1 km zum nächsten Raufußkauz-Vorkommen
- Unmittelbare Nähe zu deckungsreichen Tageseinständen (v. a. Fichtengruppen) und zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Art auf Höhlen anderer Arten angewiesen ist.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die über die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Raufußkauz geeigneten Höhlen.
- Die Maßnahme ist ggf. mit dem Aufhängen von Nistkästen zu kombinieren.
- Markierung und Sicherung der (potenziellen) Höhlenbäume. Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den Höhlenbäumen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Die Maßnahme wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 699) und LWF (2009 S. 9) genannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.
- Von der Artökologie her erscheint es jedoch plausibel, dass Raufußkäuze bei Mangel an geeigneten Brutgehöhlen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Ist die Durchführung von aktiven Komponenten zur Gestaltung des Brutplatzangebotes nicht möglich oder nicht sinnvoll, ist in Abstimmung mit der zuständigen Behörde zu klären, ob die Maßnahme unter Berücksichtigung der Situation vor Ort als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme gelten kann (z. B. in Kombination mit der Maßnahme zur Anbringung von Nisthilfen oder der Maßnahme zur Strukturierung einförmiger Altersklassen-Nadelholzbestände).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anbringung von Nisthilfen (AV1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Raufußkauz brütet in nicht selbst angelegten Höhlen. In höhlenarmen Gebieten wird durch Anbringung artspezifischer Nistkästen das Angebot an Brutmöglichkeiten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Großflächiger Waldbestand > 3 ha und < 1 km zum nächsten Raufußkauz-Vorkommen
- Unmittelbare Nähe zu deckungsreichen Tageseinständen (v. a. Fichtengruppen) und zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für den Raufußkauz können auch andere Höhlenbrüter wie die Hohltaube profitieren. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen und um dem Kauz einen Höhlenwechsel z. B. bei Störungen zu ermöglichen, sind pro Paar mind. 3 artspezifische Nisthilfen anzubieten. Die Nisthilfen werden in räumlicher Nähe (50-100 m) zueinander angebracht. Die Siedlungsdichte und Abstände benachbarter Brutbäume kann jährlich stark schwanken. Die Maßnahme ist ggf. mit dem Erhalt höhlenreicher Altholzbestände kombinierbar (Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen).
- Orientierungswerte für die Maße: Brettstärke 2cm, Höhe 45 cm, Breite 33 cm. Die Bodenplatte sollte eine Größe von 30x29cm haben. Die Tiefe der Nisthilfe sollte 30 cm betragen. Das Einflugloch braucht einen Durchmesser von 8 cm. Der Deckel oder das Dach hat eine Größe von 43x43 cm (<http://www.eulenmanie.de>). Nistkästen aus Holzbeton erwiesen sich bei PFENNIG (1997, Ebbegebirge) als graduell weniger geeignet als solche aus Holz.
- Gewährleistung freier Anflugmöglichkeit, Höhe > 4-5 m (MEYER 1997).
- Die Bäume sind im Regelfall mit einem Marderschutz zu versehen (z. B. Manschette) und die Nisthilfen alle 3-4 Jahre umzuhängen, um Gewöhnungseffekte für den Baumarder zu reduzieren (HUNKE 2011, UPHUES 2010). Nachbarbäume sollten zum Trägerbaum eines mardersicheren Nistkastens einen Mindestabstand von 4 m haben, um ein Hinüberspringen des Marders an den Nistkasten zu verhindern. Äste des Trägerbaumes oberhalb und unterhalb des Nistkastens, von denen aus der Marder ebenfalls an den Nistkasten springen kann, müssen beseitigt werden (MEYER 1997).
- Da der Kauz ein großes Sicherheitsbedürfnis hat, soll der Nistkasten in unmittelbarer Nachbarschaft einer Dichtung (z. B. Fichtengruppe) aufgehängt werden. Das Flugloch soll dabei parallel, schräg oder direkt zur Dichtung zeigen, damit Jung- und Altkäuze schützende Deckung außerhalb der Höhle möglichst schnell erreichen können. Wird der Nistkasten in einer Dichtungsnische aufgehängt, muss das Flugloch aus der Nische herauszeigen. Günstig hat sich Fichtenjungwuchs unter dem Trägerbaum erwiesen, da ausfliegende Jungvögel dadurch nicht so leicht auf den Boden gelangen können (Gefahr durch Marder oder Fuchs, MEYER 1997).
- Die Durchführung und das Anbringen von Nisthilfen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen. Sofern kein hohes Prädationsrisiko z. B. durch Baumarder zu erwarten ist, können auch Kästen ohne Marderschutz angebracht werden (bessere Annahme von Kästen ohne Marderschutz bei PFENNIG 1997, Ebbegebirge).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Die Nisthilfen müssen so lange funktionsfähig bleiben, bis in geeigneten Gehölzbeständen natürliche Baumhöhlen vorhanden sind.
- Nisthilfen sind zum Schutz gegen den Marder alle 3-4 Jahre umzuhängen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Raufußkäuze zeigen eine Präferenz für neue Bruthöhlen (UPHUES 2003).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Der Raufußkauz zeigt eine Bevorzugung für die Besiedlung neuer Höhlen (UPHUES 2003, 2006). Die Annahme von Nisthilfen kann für den Raufußkauz als gesichert gelten (z. B. HUNKE 2011, KÄMPFER-LAUENSTSEIN & LEDERER 2010, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 308, UPHUES 2003, 2004).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Strukturierung einförmiger Altersklassen-Nadelholzbestände (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Raufußkauz weisen aufgelockerte Nadel- und Mischwälder mit Schneisen und Lichtungen eine hohe Bedeutung als Nahrungshabitat auf, wobei die umgebenden Nadelholzbestände als bevorzugte Tageseinstände dienen. Die Art jagt von einem Ansitz aus und ist auf offene Flächen angewiesen, auf denen sie kleine Säugetiere (Wühlmäuse) findet (MEBS & SCHERZINGER 2000; in lückigen Kulturen und Jungwuchs etwa bis Kronenschluss: HEIDRICH 1990, S. 9). Bei der Maßnahme werden einschichtig ausgeprägte Nadelholz-Altersklassenbestände, die eine geringe Krautschicht und daher auch ein geringes Kleinsäugeraufkommen haben, durch Strukturierungen in ihrer Eignung erhöht. Aufgrund der (stark schwankenden) Größe des Aktionsraumes des Raufußkauzes ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht (immer) möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Einschichtiger, relativ dichter, struktur- und artenarmer Bestand mit fehlender oder geringer Krautschicht, Hauptbaumart Fichte, ferner auch Kiefer oder europ. Lärche.
- Der Maßnahmenstandort gewährleistet eine grundsätzliche Stabilität von Fichte, Kiefer oder Lärche (d. h. kein Erhalt von Fichte auf Auenstandorte o. a.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen. Bei kompletter Neuschaffung von Nahrungshabitaten ist nach HEIDRICH (1990, S. 13) pro Paar von mind. 2 ha Nahrungshabitat (d. h. offene, zur Nahrungssuche geeignete Fläche) auszugehen (Verteilung auf mehrere einzelne Flächen möglich).
- Innerhalb der Maßnahmenfläche Strukturierung der bisher artenarmen, einschichtigen und dichten Bestände durch Anlage von besonnten kleinen Lichtungen für die Nahrungssuche. Mindestgröße Lichtung 300 qm. Die Freiflächen dürfen jedoch nicht so groß werden, dass der Grenzlinieneffekt verloren geht und Witterungseinflüsse (Wind, Regen) die Erreichbarkeit der Beute herabsetzen bzw. sich die Prädationsgefahr durch den Aufenthalt auf einer großen Freifläche erhöht (HEIDRICH 1990, S. 9).

- Weiterhin Strukturierung durch truppweise Beimischung weiterer heimischer, standortgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten) unter Berücksichtigung ggf. kleinflächig bereits vorhandenen (Laubholz-) Bestandes. Der Nadelholzanteil (aktuell meist 100 %) soll je nach lokalen Bedingungen mittel- bis langfristig zwischen 40 und 60 % liegen (auf eine vollständige Räumung von z. B. Fichten reagierte der Raufußkauz bei einer Renaturierung in der Rhön mit Bestandsabnahmen, MÜLLER 1989 S. 186); alternativ können auch Nadelholzzreinbestände altersgemischt angebaut werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Sicherung einer (Natur-) Verjüngung der Zielarten
- Pflegearbeiten (Freistellung) zur Sicherstellung der sonnigen Lichtungen und Schneisen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Starker Mäusebesatz und sich ausbreitende Vergrasungen können negative Auswirkungen auf angrenzende Flächen haben, insbesondere bei angepflanztem Jungwuchs.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von bis zu 2 Jahren. Innerhalb dieses Zeitraumes ist nach anfänglicher Auflichtung mit einem Aufkommen von krautiger Vegetation und Kleinsäugetieren zu rechnen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird im Analogieschluss jedoch als hoch eingeschätzt: So zeigte sich z. B. bei UPHUES (2006, S. 578, Niedersachsen), dass Gebiete ohne hohe Brutplatzdichten des Kauzes neben einem geringeren Höhlenangebot auch eine ungünstige Waldstruktur (überwiegend dichtes Stangenholz, wenig Beutetiere durch kaum vorhandene krautige Vegetation) aufwiesen. Gebiete mit hohen Siedlungsdichten zeichneten sich dagegen durch einen hohen Altholzanteil und damit verbundener großer Höhlendichte sowie gras- und krautreichem Waldboden mit entsprechender Kleinsäugerfauna aus. Der Maßnahmentyp orientiert sich an den Untersuchungsergebnissen von HEIDRICH (1990), der unter Ausschluss des Faktors „Höhlenmangel“ keinen Einfluss des Altholz-Anteils bei der Auswahl der Brutreviere feststellte und die Bedeutung günstiger Nahrungshabitate herausstellt. Auch LWF (2006, S. 159) und NLWKN (2010, S. 4) empfehlen Erhalt und Schaffung strukturreicher Nadel- und Mischwälder mit Lichtungen, Schneisen etc. als Maßnahmentyp für den Raufußkauz.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Raufußkauz stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Schaffung von Brutstätten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren. Weiterhin hat Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen) eine höhere Priorität als Anbringung von Nisthilfen.
- Anbringung von Nisthilfen (Nahrungshabitate): geringe Priorität (wegen meist vorhandener Wegetrassen)

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft LWF (2006): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie in Bayern als Praxishandbuch und Materialsammlung für das Gebietsmanagement der NATURA 2000-Gebiete. http://www.lwf.bayern.de/publikationen/daten/sonstiges/p_34538.pdf, Abruf 17.3.2011

Hunke, W. (2011): Versuch eine Population des Raufußkauzes *Aegolius funereus* durch Anbringen von Nistkästen in den Jahren 1980 bis 2010 zu fördern. *Charadrius* 47 (2): 93-101.

Kämpfer-Lauenstein, A.; Lederer, W. (2010): Populationsdynamik der Raufußkauzes *Aegolius funereus* im Arnsberger Wald. *Charadrius* 46 (1-2): 69-78

Meyer, H. (1997): Hinweise zur Platzierung von Nistkästen für den Raufußkauz (*Aegolius funereus*). *Eulen-Rundblick* 46: 21-23.

Heidrich, M. (1990): Zum Einfluß der Altersklassenstruktur intensiv bewirtschafteter Nadelholzforste auf Dispersionsmuster und Reproduktion des Raufußkauzes, *Aegolius funereus*. *Thüringer Ornithologische Mitteilungen* 40: 1-17

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. *Telma Beiheft* 2, S. 181-195.

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Raufußkauz (*Aegolius funereus*). Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beitr. Avifauna NRW Bd. 37*, Bonn.

Pfennig, H. G. (1997): 25 Jahre Raufußkauz-Förderungsmaßnahmen im Ebbegebirge (westliches Sauerland) – Effektivitätsvergleich von Nistgerät-Typen. *Charadrius* 33 (4): 202-206

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 17.3.2011

Uphues, L. (2003): Entwicklung einer mit Nistkästen unterstützten Raufußkauz-*Aegolius funereus* – Population von 1980 bis 2000 – örtliche Dispersion, Fortpflanzungserfolg und Höhlennutzung. *Vogelwelt* 124: 133-142.

Uphues, L. (2004): Schwarzspecht und Raufußkauz: Höhlenbauer und Nachbarbewohner. *Der Falke* 51: 92-95

Uphues, L. (2006): Untersuchungen zur lokalen Dispersionsdynamik des Raufußkauzes *Aegolius funereus* und daraus abgeleitete Anforderungen an die zukünftige Waldstruktur. *Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten* 5: 567-584.

Uphues, L. (2010): Forstwirtschaft und Höhlenbäume – zur Problematik der Höhlenbrüter am Beispiel des Raufußkauzes. *Artenschutz und Forstwirtschaft – Wie erhalten wir die Biodiversität in unseren Wäldern?* Seminar der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, 28-29. Oktober 2010, Schneverdingen.

<http://www.eulenmanie.de>, Abruf 17.3.2011

1.39 Rebhuhn (*Perdix perdix*)

Rebhuhn *Perdix perdix* ID 41

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Das Rebhuhn brütet in gut ausgeprägten, Deckung bietenden Randstrukturen, z.B. entlang von Feldrainen, Weg- und Grabenrändern, Zäunen, Hecken (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, BAUER et al. 2005). Die Fortpflanzungsstätte einzelner Individuen ist nicht konkret abgrenzbar, da die Art kein ausgeprägtes Territorialverhalten zeigt. Hilfsweise kann als Fortpflanzungsstätte die gesamte Parzelle in einem Umfang von bis zu 1 ha um den Aktionsraum-Mittelpunkt mit angrenzenden Randstreifen, Feldwegen, Brachflächen etc. (Nahrungsflächen mit lückigem Bewuchs und guter Deckung) abgegrenzt werden (Konventionsvorschlag).

Ruhestätte: Rebhühner schlafen am Boden im Deckungsbereich von z.B. Zäunen oder Hecken oder auch auf offener Ackerfläche ohne höhere Deckung; diese Schlafplätze von Paaren und Ketten werden in der Regel täglich gewechselt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994) und sind daher nicht konkret abgrenzbar. Während der Brutzeit sind Fortpflanzungs- und Ruhestätten gleich zu setzen.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Saumstrukturen in der offenen Feldflur (Brachen, Ackerrandstreifen / Blühstreifen) mit nicht zu dichter Vegetationsstruktur und hohem Insektenreichtum sowie ausreichenden Deckungsmöglichkeiten.
- Zur Nestanlage werden flächige Blühstreifen, Stillungsflächen und Brachen benötigt, da diese einen besseren Schutz vor Prädation bieten als lineare Strukturen.
- Möglichst kleinflächig parzellierte und vielfältig bewirtschaftete Ackerflächen.
- Offene Bodenstellen, unbefestigte Feldwege (Magensteine zur Nahrungszerkleinerung, Sonnen- und Staubbaden).
- Die Bedeutung von Hecken ist umstritten und rührt wohl eher daher, dass in der ausgeräumten Landschaft nur noch an den Hecken die wichtigen Saumstrukturen zu finden sind. Deshalb sollten Saumstrukturen und flächige Areale ohne Hecken angelegt werden.
- Beim Grünland werden extensiv genutzte Weiden bevorzugt (MILDENBERGER 1982).
- Eine Besonderheit im Ruhrgebiet (und weiteren Großstädten) sind die Vorkommen auf größeren, offenen Industriebrachen (WEISS in SUDMANN et al. 2012).
- Als standorttreuer Jahresvogel mit festem Revier benötigt das Rebhuhn auch im Winter ausreichend Deckung (z.B. Stoppelfelder) und Nahrungsangebote.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Aufgrund der hohen Standorttreue und der geringen Mobilität des Rebhuhns ist eine Besiedlung neu geschaffener Habitate nur in direktem Verbund bzw. direkt angrenzend zu bestehenden Vorkommen möglich. WÜBBENHORST (2002) empfiehlt Schutzmaßnahmen stets im Bereich noch guter Bestände des Rebhuhns durchzuführen (nicht weiter als 500m entfernt). Dies empfiehlt sich insbesondere auch aufgrund der hohen Brutortstreue des Rebhuhns (WÜBBENHORST 2002, WICHMANN & TEUFELBAUER 2003, EISLÖFFEL 1996, KORN & BERNSHAUSEN 2001).

- Das Aussterberisiko kleiner, isolierter Vorkommen ist um ein vielfaches höher als das größerer und zusammenhängender Vorkommen, so dass insbesondere Maßnahmen zur Vernetzung bestehender Vorkommen eine hohe Bedeutung zukommen (BEEKE & GOTTSCHALK 2007). In stark isolierten Bereichen sollen geeignete Bruthabitate zur Sicherung eines minimalen, dauerhaft überlebensfähigen Familienverbandes eine Mindestgröße von ca. 300 - 400 ha nicht unterschreiten (vgl. HERRMANN & FUCHS 2003, RIESS 1988 zitiert in RUNGE et al. 2009).

Sonstige Hinweise:

Das Rebhuhn kann in Folge harter Winter oder kalter und nasser Sommer sowie in Folge von Prädation starke Bestandsschwankungen aufweisen.

Maßnahmen

1. Habitatoptimierungen im Acker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutzten Ackerkulturen entstehen für das Rebhuhn häufig Probleme durch zu hoch und dicht aufwachsende Vegetation, ein geringes Nahrungsangebot und fehlende Strukturvielfalt. Durch Nutzungsextensivierung von Intensiväckern (O2.1) und Anlage von Ackerbrachen (O2.2) werden für das Rebhuhn günstige Ackerkulturen geschaffen. Günstig ist dabei eine kleinflächig parzellierte Struktur in vielfältig bewirtschafteten Ackerflächen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Dies gilt auch für Abstände zu Siedlungen und Hofanlagen (Prädation durch Hauskatzen) sowie zu stark begangenen Straßen und Wegen (Spaziergänger, frei laufende Hunde).
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland (vgl. Habitatoptimierungen im Grünland) umgesetzt werden.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.
- Möglichst unzerschnittener Raum aufgrund der geringen Mobilität des Rebhuhns.
- Keine Nähe zu Waldrändern o. a. dichten Vertikalkulissen mind. >120 m.
- Bereiche mit zu hoher Bodenfeuchte werden vom Rebhuhn eher gemieden (z.B. EISLÖFFEL 1996, KORN & BERNSHAUSEN 2001), so dass feuchte Standorte für die Durchführung von Maßnahmen für das Rebhuhn nicht geeignet sind.
- Anordnung bei streifenförmiger Maßnahme (flächige Maßnahmen sind zu bevorzugen): Aus verschiedenen Untersuchungen bestehen Hinweise, dass durch die Anlage von streifenförmigen Maßnahmenflächen ein erhöhtes Prädationsrisiko für das Rebhuhn resultiert (GOTTSCHALK & BEEKE o. J.). BRO et al. (2004) sowie HELFERICH (1987) weisen darauf hin, dass Randstreifen möglicherweise durch Konzentrationseffekte innerhalb ansonsten großflächig ausgeräumter Agrarlandschaften für das Rebhuhn als „ökologische Falle“ wirken können. Streifenförmige Maßnahmen sind daher über den zur Verfügung stehenden Maßnahmenraum zu verteilen, aber nicht isoliert von weiteren Randstrukturen anzulegen, um Konzentrationseffekte innerhalb kleiner isolierter Bereiche („Inselhabitate“, s. BRO et al. 2004) zu vermeiden. Auf die Einhaltung des Nebeneinanders von lückigen und für die Deckung erforderlichen dichtwüchsigen Bereichen ist zu achten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (ggf. in Kombination mit Habitatoptimierungen im Grünland).

- Breite bei streifenförmiger Maßnahme: GOTTSCHALK & BEEKE (o.J.) empfehlen zum Schutz vor Prädationsverlusten eine Mindestbreite von 10 m für Blühstreifen. Der NABU (2008) empfiehlt aus denselben Gründen eine Mindestbreite von 20 m. SPITTLER (2000) nennt zur niederwildgerechten Flächenstilllegung eine erforderliche Gesamtbreite von ca. 18m (davon beidseitig je 3m Schwarzbrachestreifen). Die speziell auf den Schutz des Rebhuhns ausgerichteten Blühstreifen sind daher möglichst breit anzulegen, insbesondere wenn eine unmittelbare Anbindung an weitere Randstrukturen fehlt, wird eine Mindestbreite von 15 m für erforderlich gehalten.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Die Maßnahmentypen werden idealerweise in Kombination miteinander angewendet, um ein vielfältiges Strukturangebot zu erreichen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Zu beachten ist auch die jahreszeitliche Wirksamkeit. Stoppeln / Getreiderückstände sind nur im Winterhalbjahr wirksam und sollen nur in Kombination mit mind. 1 anderem Maßnahmentyp durchgeführt werden.
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Ernteverzicht von Getreide (Paket im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz 4025),
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich)
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine für Bodenbrüter wie das Rebhuhn zu dichte Vegetationsdecke auszubilden. Dichtwüchsige Bestände (z. B. dichte Brachen mit Luzerne) sind für das Rebhuhn ungeeignet.
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Die streifenförmigen Maßnahmen sollen mit Schwarzbrachestreifen kombiniert werden (SPITTLER 2000), wenn keine unbefestigten Wege o. ä. offene Bodenstellen vorhanden sind. So genannte „Kombistreifen“ sind bewährt.
- Ggf. können bei großräumig fehlenden Gehölzstrukturen an den Parzellenecken kleine Einzelbüsche (Schneeschutz) gepflanzt werden. Größere Gehölzpflanzungen sollen wegen der Förderung von Prädatoren nicht durchgeführt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedenen Flächen ist dabei möglich.
- Keine Mahd der Flächen innerhalb der Brutzeit des Rebhuhns.
- Bei der Wahl des Pflegekonzeptes ist auf den dauerhaften Erhalt eines Nebeneinanders lückiger und dichtgewachsener sowie blütenreicher Vegetationsbestände abzustellen.
 - BEEKE & GOTTSCHALK (2007) empfehlen, jährlich ca. die Hälfte der Fläche nach flacher Bodenbearbeitung neu auszusäen, die andere Hälfte bleibt zwei- oder mehrjährig bestehen; alternativ kann die Fläche alle 3 – 5 Jahre bearbeitet und neu angesät werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen können in ihrer Wirksamkeit eingeschränkt werden, wenn der Rebhuhnbestand bereits zu Beginn der Maßnahmenumsetzung unterhalb der Größe für eine überlebensfähige Population liegt, insbesondere wenn weitere Faktoren wie ungünstige Witterung hinzukommen (JENNY et al. 2002). Der Populationsdruck ist dann so gering, dass selbst optimale, neu geschaffene Lebensräume nicht oder erst nach langer Zeit besiedelt werden können (BIRRER et al. 2007).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam. Sofern die Aussaat erst im April erfolgt, ist zu berücksichtigen, dass die Auflösung der Ketten und die Verteilung der Paare auf die „Reviere“ bereits im Februar und März erfolgt, so dass die vollständige Wirksamkeit der Maßnahme erst im Folgejahr gegeben ist.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Bedeutung der genannten Habitatstrukturen wird z. B. von BÖRNER 2007, GOTTSCHALK & BEEKE O. J., JOEST 2008, ORLOWSKI et al. 2001 und SPITTLER 2000 dokumentiert.
- Allerdings existieren auch Untersuchungen durch die keine (statistisch signifikanten) Nachweise des positiven Effekts von Blüh- oder Brachestreifen auf die Populationen von Rebhühnern erbracht werden konnten, so z.B. JENNY et al. 2002 (Schweiz) oder BRO et al. 2004 (Frankreich); als Ursachen kommen die geringe Populationsgröße und starke Prädation in Betracht. RUNGE et al. (2009) weisen daher der Anlage von Ackerrandstreifen förmigen Extensivierungen / Brachen eine nur mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für das Rebhuhn zu.
- Die Wirksamkeit der Maßnahmen ist nach Auswertung der vorliegenden Literatur in besonderem Maße von der optimalen Ausprägung der Randbedingungen abhängig: Schaffung geeigneter Deckungsstrukturen, einer ausreichenden Breite bei streifenförmigen Maßnahmen sowie der Lage im Maßnahmenraum (keine isolierte Lage innerhalb vollständig ausgeräumter Bereiche. Bei Berücksichtigung aller genannten Faktoren besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein maßnahmenbezogenes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Habitatoptimierungen im Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Dies gilt auch für Abstände zu Siedlungen und Hofanlagen (Prädation durch Hauskatzen) sowie zu stark begangenen Straßen und Wegen (Spaziergänger, frei laufende Hunde).
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden oder vorige Ausmagerungsphase.
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden. Sofern möglich, werden jedoch bei der Grünland-Maßnahme auch Elemente von „Habitatoptimierungen im Acker“ umgesetzt zur Erhöhung der Wirksamkeit (KORN & BERNSHAUSEN 2001, RÜCKRIEHM et al. 2009). Es soll dazu jedoch kein Grünlandumbruch stattfinden.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.
- Möglichst unzerschnittener Raum aufgrund der geringen Mobilität des Rebhuhns.
- Keine Nähe zu Waldrändern o. a. dichten Vertikalkulissen mind. >120 m.
- Bereiche mit zu hoher Bodenfeuchte werden vom Rebhuhn eher gemieden (z.B. EISLÖFFEL 1996, KORN & BERNSHAUSEN 2001), so dass feuchte Standorte für die Durchführung von Maßnahmen für das Rebhuhn nicht geeignet sind.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (ggf. in Kombination mit Habitatoptimierungen im Acker).
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland, „Mosaikmahd“ mit Altgrasstreifen, KORN & BERNSHAUSEN 2001). Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Es sollen keine Pflegearbeiten (Mahd) innerhalb der Brutzeit (April bis Juli) durchgeführt werden.
- Beweidung: Bis zum Abschluss der Jungenaufzucht darf maximal eine Großvieheinheit pro Hektar aufgetrieben werden (optimal geeignet sind Mutterkühe oder Rinder, während Jungviehherden hingegen aufgrund ihres „ungestümen Verhaltens“ eher nicht geeignet sind). Nach dem Abschluss der Aufzuchtzeit (spätestens ab 15. Juli) können die Flächen auch stärker beweidet werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage innerhalb von bis zu 5 Jahren, je nach Wüchsigkeit des Bodens auch mehr (vorherige Ausmagerung erforderlich).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Extensivierungsmaßnahmen im Grünland werden z. B. von DWENGER (1991) und HELFERICH (1987) vorgeschlagen.
- Regional kann Grünland für das Rebhuhn eine hohe Bedeutung als Deckungs-, Nahrungs- und / oder Brutraum aufweisen (KORN & BERNSHAUSEN 2001, RÜCKRIEM et al. 2009, EISLÖFFEL 1996). In solchen Gebieten wird daher von einer hohen Wirksamkeit der Maßnahme ausgegangen, insbesondere wenn eine Kombination mit weiteren Maßnahmentypen erfolgt und ein räumlich enges Nebeneinander von Acker- und Grünlandflächen herstellbar ist.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für das Rebhuhn besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten. Idealerweise werden die Maßnahmen kombiniert mit einem vielseitigen Mosaik aus Extensivgrün- und Extensivackerland mit Randstreifen und kleineren Brachestreifen- oder -flächen.

Priorisierung:

- Maßnahmen im Acker (Habitatoptimierungen im Acker): Flächige Maßnahme mit höherer Priorität als streifenförmige.
- Maßnahmen im Grünland (Habitatoptimierungen im Grünland): Flächige Maßnahme mit höherer Priorität als streifenförmige, Beweidung mit höherer Priorität als Mahd.

Quellen:

Bauer, H.-G., Bezzel, E. & W. Fiedler (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 2., vollständig überarbeitete Auflage, Wiebelsheim.

Beeke, W. & E. Gottschalk (2007): Das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. In: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/2007., 121-126.

Birrer, S., Kohli, L. & M. Spiess (2007): Haben ökologische Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturlandvogelarten im Mittelland? Der ornithologische Beobachter 104: 189-208.

Börner, M. (2007): Projekt „Lebensraum Brache“ – Wildtierfreundliche Maßnahmen im Agrarbereich. AZ 20271 Laufzeit vom 01.01.2003 – 30.06.2007.

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Bro, E., Mayot, P., Corda, E. & F. Reitz (2004): Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. Journal of Applied ecology 41: 846-857.

Dwenger, R. (1991): Das Rebhuhn. Die Neue Brehm-Bücherei Band 447. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 S.

Eislöffel, F. (1996): Das Rebhuhn-Untersuchungsprogramm Rheinland-Pfalz: Untersuchungen am Rebhuhn (*Perdix perdix*) in Rheinland-Pfalz von 1993 bis 1995. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 8: 253-283.

Gottschalk, e. & Beeke, W. (o.J.): Leitfaden für ein Rebhuhnschutzprojekt nach unseren Erfahrungen im Landkreis Göttingen. <http://www.rebhuhnschutzprojekt.de/Leitfaden>, abgerufen am 20.04.2011.

- Glutz von Blotzheim, U.N. & K. M. Bauer (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Band 5 Galliformes – Gruiformes. 2., durchgesehene Auflage, Wiesbaden.
- Helferich, R. (1987): Das Rebhuhn – *Perdix perdix* – in der Kulturlandschaft. In: Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland (Hrsg): Festschrift 1937 – 1987 herausgegeben anlässlich des 50jährigen Bestehens. S. 17-32
- Herrmann, M. & S. Fuchs (2003): Rebhuhn (*Perdix perdix*). In: Flade, H., Plachter, H., Henne, E. & K. Anders (Hrsg.) (2003). Naturschutz in der Agrarlandschaft – Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Wiebelsheim.
- Hölzinger J. (1987): Die Vögel Baden- Württembergs. Gefährdung und Schutz Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg Artenhilfsprogramme.
- Jenny, M., Weibel, U., Lugin, B., J., B., Regamy, J.-R. & N. Zbinden (2002): Rebhuhn Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt Nr. 335 Wildtiere des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Joest, R. (2008): Hilfe für Wiesenweihe, Feldlerche und Co. Zur Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes für die Brutvögel der Hellwegbörde. ABU info 31/32: 20-29.
- Korn, M. & F. Bernshausen (2001): Das Rebhuhn (*Perdix perdix*) in der Lahnaue zwischen Gießen und Wetzlar sowie in der nordöstlichen Wetterau bei Hungen – Ergebnisse eines mehrjährigen Monitorings. Jahrbuch Naturschutz in Hessen 6: 64-69.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Stiftung Landesbank Baden-Württemberg (Hrsg.) (2008): Lebendiger Weinberg. Heft 28 der Schriftenreihe: Naturschutz im Kleinen. 77pp.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.
- NABU (Hrsg.) (2008): Die Bedeutung der obligatorischen Flächenstilllegung für die Biologische Vielfalt. Fakten und Vorschläge zur Schaffung von ökologischen Vorrangflächen im Rahmen der EU-Agrarpolitik. Berlin.
- Orlowski, G.; Czarnačka, J.; Panek, M. (2011): Autumn-winter diet of Grey Partridges *Perdix perdix* in winter crops, stubble fields and fallows. Bird Study 58 (4): 473-486.
- Rückriem, C., Steverding, M. & D. Ikemeyer (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach § 42 BNatSchG im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur & Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Runge, H., Simon, M. & Widdig, T. (2009): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb. Von Louis, H. W., Reich, M., Bernotat, D., Mayer, F., Dohm, P., Köstermeyer, H., Smit-Viergutz, J., Szeder, K.) – Hannover, Marburg.
- Spittler, H. (2000): „Niederwildgerechte“ Flächenstilllegung. Umsetzung und Ergebnisse eines Modells. LÖBF-Mitteilungen 1/2000: 12-19.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.
- Wichmann, G. & N. Teufelbauer (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel – Ergebnisse der Spezialkartierung Rebhuhn (*Perdix perdix*). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien.
- Wübbenhorst, D. (2002): Gefährdungsursachen des Rebhuhns *Perdix perdix* in Mitteleuropa. Vergleichende Untersuchung von Lebensräumen mit unterschiedlicher Siedlungsdichte des Rebhuhns unter besonderer Berücksichtigung der Nisthabitate. Dissertation Fachbereich Biologie, Universität Kassel.

1.40 Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*)

Rohrammer *Emberiza schoeniclus* ID 120

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Rohrammer baut ihr Nest am Boden oder in Bodennähe (meist <0,5 m, selten <1,5 m über dem Grund) versteckt in krautiger Vegetation, wobei das Nest überwiegend durch überhängende Blätter oder Halme von oben geschützt ist. Teilweise werden auch Nester über Wasser gebaut (BAUER et al. 2005: 601, HÖLZINGER 1997: 819). Als Fortpflanzungsstätte wird das Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Rohrammern ruhen meist in Trupps in dichter Röhrichtvegetation (HÖLZINGER 1997: 819). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Rohrammer besiedelt vor allem landseitige und nicht im Wasser stehende Schilfbestände auf feuchtem Boden, welcher im Sommer auch trocken fallen kann. Verlandete, stehende Gewässer, Ufersäume von Fließgewässer mit z.B. Rohrglanzgrasbestand, Überschwemmungsflächen, lichte schilfdurchsetzte Auengebüsche sowie Niedermoorflächen, Streuwiesen, Seggen- und Pfeifengrasgesellschaften sowie Getreidefelder, Ackerränder, Stauseen, Tümpel, Fischeiche, Gräben werden ebenfalls besiedelt. (BAUER et al 2005: 600, HÖLZINGER 1997: 819)
- Eine gut entwickelte Krautschicht z.B. aus Gilbweiderich, Bittersüßer Nachtschatten oder Großseggen ist wichtig. Reine Schilfbestände müssen einzelne Büsche als Singwarten aufweisen (BAUER et al. 2005: 600).
- Als Nahrung dienen größtenteils Spinnen, Raupen, Schnaken und Libellen, welche von den Pflanzen abgelesen werden. Im Frühjahr werden auch teilweise offene Bereiche wie Brach- und Ruderalflächen sowie Ödland aufgesucht. Diese befinden sich meist in der Nähe von schilfbestandenen Gräben, welche als Schutz dienen (HÖLZINGER 1997: 819).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Größe der Brutreviere unterliegt großen Veränderungen während der Brutzeit und liegt zwischen 710 m² und 2.720 m² (HÖLZINGER 1997: 820).

Maßnahmen

1. Anlage / Entwicklung von Röhricht – und Schilfbeständen (G3.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuanlage / Optimierung von Röhrichtbeständen, die eine Grundeignung aufweisen, jedoch aktuell suboptimal ausgeprägt sind (z.B. infolge von Gehölzbewuchs) als Brut- / Nahrungshabitat für die Rohrammer.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde, Angler) zu achten.
- Idealerweise bereits vorhandene Röhrichtflächen oder (schmale) Ufersäume von Gewässern.
- Aktuell für die Rohrammer suboptimale Ausprägung z.B. zu geringe Breite der Uferstreifen aufgrund angrenzender Mahd, Beweidung o.a.
- Grundsätzliche standörtliche Voraussetzung für das Wachstum von Schilfröhricht vorhanden (v.a. ausreichende Bodenfeuchte, Wasserstandsschwankungen beachten).
- Wasserqualität beachten: Schilf verträgt keine zu hohen Nährstoffkonzentrationen.
- Vorhandensein von die Vegetation überragenden Strukturen (Weiden, Faulbäume o. andere Gebüsche) als Singwarte (ggf. Anpflanzung von Gebüsch; BAUER et al. 2005: 600).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Maßnahmen zur Förderung bestehender Röhrichte: a) Vernässung von ganzjährig trocken fallenden Röhrichten. b) Anlage von Schutzeinrichtungen für Röhrichte (z.B. Lahnungen zur Wellendämpfung, Treibgut-Schutzzaune, Sedimentfangkassetten: OSTENDORP 1993: 256).
- Bei der Neuanlage von Schilf-Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000: 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z.B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993: 227, OSTENDORP 2009: 133 f.). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001: 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeufer-Röhrichten zeigten, dass sich Schilfklone unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend der lokalen Standortbedingungen und benötigter phänotypischer Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001: 494 f.) Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Einhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z.B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o.J.), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

- Schilf-Röhrichtflächen sind so anzulegen, dass der Randbereich möglichst klein ausfällt (Große oder kreisförmige Flächen). Somit verringert sich das Prädationsrisiko, welches mit zunehmendem Abstand zum Schilfrand abnimmt (PASTINELLI & SCHIEGG 2012: 207).
- Auf eine ausreichende Deckung sowie Höhe des Röhrichtbestandes ist zu achten (Prädationsschutz, PASTINELLI & SCHIEGG 2012: 207, BRICKLE & PEACH 2004: 76).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Schilfröhrichte brauchen in der Regel keine besondere Pflege. Ggf. Entnahme von Gebüsch bei starkem Gehölzaufwuchs.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Optimierung des Wasserstandes: Wirksam ab der nächsten Brutperiode.
- Erweiterung / Renaturierung von bestehenden Röhrichten: Wirksam innerhalb von 2 bis 5 Jahren. Schilf kann bei günstigen Bedingungen eine starke Ausbreitungsgeschwindigkeit zeigen.
- Neuanlage von Röhrichten: Die Dauer der Schilfentwicklung hängt von der Größe des Schilfbestandes ab: RUNGE et al. (2010: A158) gehen von einer kurzfristigen Wirksamkeit aus (1-3 Jahre), LFU (2006: 19) bei einer Anpflanzung von kleineren Beständen von einer Entwicklungsdauer von mind. 3-5 Jahren. Nach LFU (2006: 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht bei Spontanbesiedlung seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in BAUER et al. (2005: 599), BRICKLE & PEACH (2004: 76), GRÜNEBERG et al. (2013: 454) empfohlen. TESCH et al. (2010:198) beschreiben die „schnelle“ (ohne konkrete Angaben zu Zeiträumen) Besiedlung von Röhrichten durch die Rohrammer an der Unterweser bei Bremerhaven, die sich nach Ausdeichung und Nutzungseinstellung von den Grabenrändern her ausbreiteten.
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit: Für die Rohrammer bestehen mit der Pflege und Entwicklung von Röhricht – und Schilfbeständen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Brickle, N. W., Peach, W.J. (2004): The breeding ecology of Reed Buntings *Emberiza schoeniclus* in farmland and wetland habitats in lowland England. In: Ibis 146(2): 69-77.
- Fiselius, B., Hemm, K.; Schäfer, C., Seip, S. (1995): Lebensraum Röhricht. Ökologische Bedeutung, Gefährdung, Schutz. Broschüre, herausgegeben vom Naturschutzzentrum Hessen und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie. Wetzlar, 36 S.
- Grüneberg, C.; Sudmann, S. R; Weiss, J.; Jörges, M.; König, H.; Laske, V.; Schmitz, M.; Skibbe, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV (Hrsg.): 454-455.
- Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. RSPB, Sandy, UK.
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.
- Herrmann, B.; Seidel, V.; Schwarz, A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. Limnologie aktuell 5: 207-216.
- Hölzinger, J. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs. Singvögel Bnd. 3.2. S.812-826.
- Kümmerlin, R. E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. Limnologie aktuell 5: 217-227.
- LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.
- ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. <http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html>, Abruf 28.4.2011.
- Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173 -280
- Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichtern. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.
- Pastinelli, G., Schiegg, K. (2012): Die Bedeutung kleiner Feuchtgebiete für den Artenschutz: Synthese einer Populationsstudie an der Rohrammer *Emberiza schoeniclus*. In: Der Ornithologische Beobachter / Band 109 / Heft 3: 201-220.
- Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichtern und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.
- RSPB [Royal Society for the Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife –a practical manual. RSPB, Bedfordshire, UK.
- Runge, H., Reich, M., Simon, M., Louis, H. (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht: A156-159.
- Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotope. Vogel und Umwelt 5: 137-141.
- Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.
- White, G.J., & Gilbert, J.C. (eds) (2003): Habitat creation handbook for the minerals industry. RSPB, Sandy, UK.
- Wichtmann, W.; Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentieranlage Biesbrow (Randow-Welse-Flußmoor). In Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 492-497.

1.41 Rohrweihe (*Circus aeruginosus*)

Rohrweihe *Circus aeruginosus* ID 42

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Rohrweihe baut ihre Nester jedes Jahr neu, nutzt die Brutplätze jedoch in der Regel über längere Zeiträume (Ortstreue). Die Nester werden bevorzugt in Röhricht angelegt, in großflächig von Acker geprägten Gebieten ohne entsprechende Röhrichte sind Ackerbruten die Regel. Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Nestes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Schilfbestände, Abbaugrube) im Umkreis bis zu 300 m um den Neststandort (maximale Fluchtdistanz gegenüber Menschen nach FLADE 1994) abgegrenzt; hilfsweise (v. a. bei Ackerbruten) kann auch die gesamte Parzelle in einem Umfang von bis zu 2 ha abgegrenzt werden. Eine Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für die Rohrweihe aufgrund ihres großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Die Rohrweihe nächtigt in der Regel am Boden. Außerhalb der Brutzeit nächtigen Rohrweihen häufig gesellig, oftmals auch gemeinsam mit anderen Weihen, im Röhricht, im hohen Gras, Zuckerrüben, noch nicht geernteten Getreideflächen oder Brachen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989 S. 329, ILLNER 2009, 2010 (Haarstrang, Paderborner Hochfläche), GNOR 2007, RYSLAVY 2000, STRAKA & REITER 2000). Die Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten, darüber hinaus ist sie in der Regel nicht konkret abgrenzbar: Die Nutzung der konkreten Flächen als Schlafplatz (oder Mausergebiet: GNOR 2007, S. 22) erfolgt dynamisch in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Tätigkeit, insbesondere der Ernte.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Einzelvorkommen; Vorkommen in einem Schutzgebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitat: Die Rohrweihe brütet am Boden bevorzugt in ausgedehnten und hohen Röhrichtbeständen [aus kräftigem Altschilf](#), oft auf feuchtem Untergrund in den Verlandungszonen von stehenden oder fließenden Gewässern, teilweise aber auch in Röhricht-, Brennessel- und Mädesüßbeständen von wenigen Quadratmetern Ausdehnung (GLIMM & PRÜNTE 1989). [Die Verlandungszonen von Sekundärlebensräumen wie Ton- und Kiesgruben, ehemaliger Abbaugewässer und von Teichen werden ebenfalls genutzt \(KREUZIGER & HORMANN 2015\)](#). In großflächigen Ackergebieten werden – sofern vorhanden – kleine Röhrichtbestände bevorzugt (z. B. die eisezeitlichen „Sölle“ in Nordostdeutschland, HOFMANN & SCHRAMM 1991). In ausgedehnten Ackerbaugebieten ohne Röhrichte brütet die Rohrweihe in Getreide- ([v.a. Wintergerste](#)) und (Klee-)Grasfeldern sowie in Ackerbrachen, wenn diese hoch genug (> etwa 50 cm) gewachsen sind (HÖLKER & SPEER 2001, S. 31; [KREUZIGER & HORMANN 2015](#); MEBS & SCHMIDT 2006 S. 284, ILLNER 2009, 2010).
- Nahrungshabitat: Die Nahrungssuche findet über dem an das Nest angrenzenden Offenland statt, z. B. über Röhrichtern, Verlandungszonen, Wasserflächen, [extensiv genutztem Grünland](#), Äckern und Brachen (DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ 2009, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 286). [Präferiert werden reich strukturierte Flächen mit guter Beuteerreichbarkeit aufgrund schütterer und lückiger Vegetation \(KREUZIGER & HORMANN 2015\)](#). Insgesamt ist die Rohrweihe flexibel in ihren Habitatansprüchen, ebenso in der Anpassung an die jeweils verfügbaren Nahrungsquellen (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 284). Kleine Säugetiere bis Kaninchengröße und Vögel inklusive Eiern und Nestlingen gehören zur Hauptbeute. Weiterhin werden auch Schlangen, Eidechsen, Frösche, Fische und Großinsekten erbeutet (BAUER et al. 2005, S. 324). Die Nahrungszusammensetzung zeigt in Kulturlandschaften eine Abhängigkeit von Feldmausgradationen (GNOR 2007, LANGE & HOFMANN 2002, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 286). Aufgrund ihrer relativ langen Füße ist sie in der Lage, in hohem Kraut, auf Getreidefeldern (DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ 2009, S. 193, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 286) oder auch in höherer Schilfvegetation zu jagen (SCHRÖDER et al. 2010). Trotzdem sind auch für die Rohrweihe sehr hoch-

und dichtwüchsige Bestände suboptimal für die Nahrungssuche (DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ 2009, S. 185, ILLNER 2009a, S. 14).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Territorialverhalten ist meist nur gering ausgeprägt, bei günstigen Bedingungen ist kolonieartiges Brüten möglich (BAUER et al. 2005, S. 324; [KREUZIGER & HORMANN 2015](#); MEBS & SCHMIDT 2006, S. 285).

Sonstiges:

- Die Rohrweihe ist Bestandteil des Artenhilfsprogramm „Gefährdete Bodenbrüter“ vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, das Flächennutzern einen Ausgleich für einen erwarteten Ertragsausfall durch artenschutzgerechte Nutzung anbietet (<https://fu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenhilfsprogramme/ gefaehrdete-bodenbrueter/>, Abruf 23.01.2017).

Maßnahmen

1. Optimierung geeigneter Horststandorte (Anlage/ Entwicklung von Röhricht- und Schilfbeständen bzw. Ufersäumen) (G3.5, O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Rohrweihe brütet bevorzugt in Röhrichtbeständen (v. a. Schilf) oder Feuchtbrachen, wobei das Nest (Horst) meist auf umgeknickten Halmen errichtet wird. Bestände, die eine Grundeignung aufweisen, jedoch aktuell suboptimal ausgeprägt sind (z. B. infolge Gehölzbewuchs, niedrigem Wasserstand oder Störungen), werden in der Maßnahme für die Rohrweihe optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänge, frei laufende Hunde) zu achten.
- Idealerweise bereits vorhandene Röhrichtflächen oder (schmale) Ufersäume von Gewässern [mit flachen Verlandungszonen](#).
- Aktuell für die Rohrweihe suboptimale Ausprägung als Brutstandort, z. B. aufgrund von Gehölzbewuchs, Entwässerung / Drainage, zu geringer Breite der Uferstreifen aufgrund angrenzender (Schilf-) Mahd, Beweidung, menschlichen Störungen (Spaziergänge, Freizeitaktivitäten), o. a. Alternativ grundsätzliche standörtliche Voraussetzung zur Neuanlage von Röhrichten (ausreichende Bodenfeuchte).
- [Räumliche Nähe zu potentiellen Nahrungshabitaten in ausreichender Menge](#).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Nach FLADE (1994, S. 563) benötigt die Rohrweihe meist Röhrichte ab 0,5 ha Größe. Andererseits kann die Art z. B. in großflächigen Agrargebieten auch in deutlich kleineren Röhrichtinseln vorkommen (z. B. in verschliffen Gräben von 1 m Breite, BAUER et al. 2005, S. 325, SCHROTH 1989: Röhricht 200 qm). Grundsätzlich gilt: Je kleiner die Einzelfläche ist, desto wichtiger ist eine störungsfreie Umgebung. Je dichter [und optimaler](#) ein Bestand ist, umso kleiner braucht die Röhricht-Zone um das Nest zu sein ([KREUZIGER & HORMANN 2015](#)). Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Minimalanforderung bei störungsarmer Umgebung mind. 3 Röhrichtflächen mit je > (50-) 100 qm oder eine entsprechend große Röhrichtfläche. Die Breite der Fläche (z. B. bei Röhrichtgürteln) soll mind. (10-) 20 m betragen (LANGE 2000, S. 286, 293).

- Nach Untersuchungen von LANGE (2000, S. 293) im Raum Neustrelitz soll ein Röhricht-Bestand idealerweise folgende Bedingungen erfüllen: a) Möglichkeit des Nestbaus: Suboptimal sind sehr lockere Röhrichte mit hohem Wasserstand, aber auch sehr dichte und hohe Bestände. In letzteren ist die Rohrweihe wahrscheinlich auf das Vorhandensein von Schilfknickzonen u. ä. angewiesen. b) Sichtschutz: Das Nest soll von außerhalb möglichst nicht einsehbar sein. Dadurch ist es für Prädatoren schwerer zu finden und für die Rohrweihen am Nest vermindern sich die Störeinträge. c) Das Nest soll für Bodenfeinde (Wildschwein, Rotfuchs) möglichst nicht erreichbar sein (z. B. durch hohen Wasserstand).
- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Mahd, Badebetrieb, Wanderer, Jagd, Angeln etc.) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (April bis August) im Umfeld von bis zu 300m (maximale Fluchtdistanz nichtbrütender Vögel gegenüber Menschen nach FLADE 1994 und GAMAUF 1994) z.B. durch Wegeentsiegelung (KREUZIGER & HORMANN 2015).
- Maßnahmen zur Förderung bestehender Röhrichte: a) Vernässung in trockenen, verlandungsgefährdeten Röhrichten. Ein erhöhter Wasserstand dient auch zum Schutz vor Boden-Prädatoren (FOLZ 2007 S. 34). b) Anlage von Schutzeinrichtungen für Röhrichte (z. B. Lahnungen zur Wellendämpfung, Treibgut-Schutzzaune, Sedimentfangkassetten: OSTENDORP 1993 S. 256). Bei vorhandenen, kleinen Röhrichtbeständen o. a. schmalen Ufersäumen, die ansonsten strukturell geeignet sind, Ausdehnung des Saumes auf eine Breite von > (10) 20 m (s. o.) z. B. durch Einstellung der Mahd oder Auszäunung bei angrenzender Beweidung. Grundsätzlich gelten ansonsten die allgemeinen Empfehlungen zur Herstellung / Pflege von Ufersäumen (z. B. FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2010, MKULNV 2007b).
- Rodung von Gehölzbewuchs (NLWKN 2010, RÜCKRIEM et al. 2009 S. 203) z. B. auf Feuchtbächen bei starker Verbuschung zur Schaffung freier Anflugmöglichkeiten und lichter Bedingungen zum Wachstum von Hochstauden.
- Bei der Neuanlage von Schilf-Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000 S. 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z. B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993 S. 227, OSTENDORP 2009 S. 133 f.). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001 S. 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeufer-Röhrichten zeigten, dass sich Schilfklone unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001, S. 494 f.) Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Erhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z. B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Je nach Aufkommen von Gehölzen Rückschnitt zur Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten und Schaffung lichter Bedingungen zum Wachstum von Hochstauden.
- Keine Mahd des Schilfröhrichts (OSTENDORP 1993 S. 254 f.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Witterungsbedingte Störanfälligkeit beachten: Bei geringem Wasserstand / Feuchte der Habitate kann es in Trockenzeiten zum Austrocknen der Habitate kommen. Dies führt zu einer besseren Zugänglichkeit für Prädatoren (Wildschwein, Rotfuchs; auch: Mensch). Wildschweine nutzen Schilfbestände gerne als Ruheplatz (Hofmann & Schramm 1991, S. 296). KREUZIGER & HORMANN (2015) empfehlen dazu im Sekundärhabitat Agrarlandschaft einen ergänzenden Gelegeschutz mittels kleinräumiger Auszäunung. ~~Dies kann zu einer stärkeren Zugänglichkeit für Prädatoren (Wildschwein, Rotfuchs; auch: Mensch) führen. Wildschweine nutzen Schilfbestände gern als Ruheplatz (HOFMANN & SCHRAMM 1991, S. 296).~~
- Wird die Maßnahme im Rahmen von Fließgewässerrenaturierungen durchgeführt, ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010) zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Reduzierung von Störungen, Gehölzrückschnitt, Optimierung des Wasserstandes: Wirksam ab der nächsten Brutperiode.
- Erweiterung von (Röhricht-) Ufersäumen von schmalen, vorhandenen Beständen aus: Wirksamkeit innerhalb von 2 bis 5 Jahren (Etablierung einer hochwüchsigen Vegetation).
- Neuanlage von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Die Dauer der Schilfentwicklung hängt von der Größe des Schilfbestandes ab; bei einer Anpflanzung von kleineren Beständen mit ca. 50-100 qm wird eine Entwicklungsdauer von mind. 3-5 Jahren veranschlagt bis zur Funktionsfähigkeit für die Rohrweihe. SCHROTH (1989) weist eine erfolgreiche Röhrichtbrut in einem angepflanzten, 4jährigen Schilf nach. Nach 5 Jahren hatte das Schilf eine Höhe von 2,5 m (ebd., S. 138). HÖLZINGER (1987 S. 894) beschreibt einen starken Bestandsanstieg der Rohrweihe in einem naturnahen Klärgebiet in Baden-Württemberg nach Einleitung von Wasser ab 1974 und der Schaffung eines dauerhaften Wasserstandes, der ein starkes Röhrichtwachstum bewirkte (von 1 Brutpaar 1972 auf max. 8 Brutpaare 1978).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig innerhalb von mind. 3 Jahren bereit. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005), GNOR (2007), HILLERICH (2000, S. 10), MEBS & SCHMIDT (2006 S. 288) und NLWKN (2010) empfohlen. Die Störungsempfindlichkeit der Rohrweihe ist z. B. von FOLZ (2007), GAMAUF (1994) und GNOR (2007) dokumentiert. [Nach KREUZIGER & HORMANN \(2015\) stellt die Optimierung des Wasserhaushaltes eine prioritäre Maßnahme dar.](#) HÖLZINGER (1987 S. 894) beschreibt einen Bestandsanstieg der Rohrweihe nach Röhrichtausbreitung, SCHROTH (1989) dokumentiert eine erfolgreiche Brut der Rohrweihe in einem 4jährigen, ca. 0,02 ha großen Schilfbestand an einer Kiesgrube. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt.
- Maßnahmen zur Förderung von Röhrichten erfordern aus den o. g. Gründen eine genaue Vorbereitung. Um neben dem grundsätzlichen Ansiedlungserfolg des Röhrichts auch das Vorhandensein der für die Rohrweihe notwendigen Strukturen an das Röhricht (s. o.) sicherzustellen, ist im Falle einer CEF-Bindung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen.
- Die Maßnahme ist nicht eigenständig, sondern in Kombination mit anderen Maßnahmen durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland und Säumen (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Rohrweihe kann in ihrer Ernährung flexibel auf die lokalen Bedingungen reagieren. Bei Massenvermehrungen von Feldmäusen bilden diese den überwiegenden Teil der Nahrung (s. o.). In der Maßnahme werden günstige, kleinsäugerreiche Nahrungshabitate für die Rohrweihe im Grünland bereit gestellt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Rohrweihe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Offene Standorte, keine Flächen im Wald
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe [Maßnahmenblatt Extensivgrünland](#)).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. monatlich (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
 - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Idealerweise magere bis mittlere Böden, keine sehr nährstoffreichen Standorte
- Offene Standorte, keine Flächen im Wald
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland und Säumen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Rotmilan. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme: Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland und Säumen, möglich.
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege in die Maßnahme einbezogen. Bei gering befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.
- Gewährleistung freier Überflugmöglichkeiten für die Suchflüge ([KREUZIGER & HORMANN 2015](#), NLWKN 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhalt der Kulturen entsprechend den Pflegevorgaben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann zu Konflikten mit der Landwirtschaft führen. Der Mäusebestand kann jährweise starken Schwankungen unterliegen („Gradationsjahre“).

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen (KREUZIGER & HORMANN 2015). Ggf. sind über frühzeitige Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, so dass eine Zugriffsmöglichkeit auf Beutetiere (schütterer, niedrige Vegetation) für die Rohrweihe bestehen bleibt.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist nach Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Maßnahmen zur extensiven Ackernutzung für die Rohrweihe werden z. B. von KREUZIGER & HORMANN (2015) und NLWKN (2010) empfohlen. JOEST (2009) konnte eine überdurchschnittliche Nutzung insbesondere von mit Luzernegemengen begrünter oder sich selbst begründender Stilllegungen für die Nahrungssuche von Greifvögeln, darunter auch die Rohrweihe, nachweisen. Ähnliche Beobachtungen gibt es für andere Greifvogelarten (z. B. KRACHER 2008: Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010: Rotmilan). Da Brachen auch einen höheren Kleinvogelbestand aufweisen als konventionell bewirtschaftete Felder (HÖLKER 2002, S. 202, JOEST 2006), steht hier auch in Jahren mit geringem Mäuseangebot genügend Alternativ-Nahrung zur Verfügung.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Rohrweihe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

- Akers, P.; Allcorn, R. I. (2006): Reedbed creation through excavation of dry grassland and infilling of former gravel workings at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. Conservation Evidence 3: 94-95.
- Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.
- Braband, D.; Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.
- Driechciarz, R.; Driechciarz, E. (2009): Vergleichende Untersuchungen zur Jagdstrategie ausgewählter Greifvogelarten und die damit verbundene Nutzungshäufigkeit verschiedener Landschaftselemente. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 167-179.
- Fiselius, B.; Hemm, K.; Schäfer, C.; Seip, S. (1995): Lebensraum Röhrich. Ökologische Bedeutung, Gefährdung, Schutz. Broschüre, herausgegeben vom Naturschutzzentrum Hessen und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie. Wetzlar, 36 S.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag Eching, 879 S.
- Folz, H.-G. (2007): Bruterverfolg und Brutverlust in einer rheinhessischen Population der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11 (1): 25-34.

- Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M18 Buffer stripes around water bodies" (im Anhang)
- Gamauf, A. (1994): The Influence of Tourism on Marsh Harriers *Circus aeruginosus* in the Neusiedlersee-Seewinkel National Park, Austria. In: Meyburg, B.-U.; Chancellor, R. D. (Hrsg.): Raptor Conservation Today. WWGBP, The Pica Press: 103-108.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4. Falconiformes - Greifvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 941 S.
- Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR, 2007): Weihen-Kartierung für Wiesen-, Korn- und Rohrweihe in artrelevanten Gebieten im südlichen Rheinland-Pfalz. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, vertreten durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht. 45 S.
- Glimm, D. & W. Prünke (1989): Rohrweihe *Circus aeruginosus*. S. 72-73 in: Illner, H., Lederer, W. & K.-H. Loske: Atlas der Brutvögel des Kreises Soest/Mittelwestfalen 1981-1986. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest (Hrsg.), Bad Sassendorf.
- Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. RSPB, Sandy, UK.
- Herrmann, B.; Seidel, V.; Schwarz, A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. *Limnologie aktuell* 5: 207-216.
- Hillerich, K. (2000): Rohrweihe – *Circus aeruginosus*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung.
- Hofmann, A; Schramm, F. (1991): Daten zur Brutbiologie der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) in Mecklenburg-Vorpommern. *Populationsökologie Greifvögel- und Eulenarten* 2: 291-298.
- Hölker, M.; Speer, G. (2001): Rohrweihe (*Circus aeruginosus*). In Kostrzewa, A.; Speer, G. (Hrsg.): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz. 2. Auflage, Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 31-35.
- Hölker, M. (2002): Beiträge zur Ökologie der Wiesenweihe *Circus pygargus* in der Feldlandschaft der Hellwegbörde / Nordrhein-Westfalen. *Ornithologischer Anzeiger* 41: 201-206.
- Hölzinger, J. (1987): Rohrweihe – *Circus aeruginosus*. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 888-894.
- Illner, H. (2009): Schutzprogramm für Wiesenweihen und Rohrweihen in Mittelwestfalen - Jahresbericht 2008 -. Hrsg. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. Biologische Station. http://www.grauwekiekendief.nl/pdf/ABU_2009_Weihenbericht_2008.pdf, 19 S. Abruf 27.4.2011
- Illner, H. (2010): Weihen-Brutsaison 2010. http://www.abu-naturschutz.de/images/Weihensaison_2010.pdf, Abruf 27.4.2011
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (5): 129-139.
- Joest, R. (2006): Umsetzung der Hellwegbördevereinbarung. ABU Jahresbericht 2006, S. 13
- Joest, R. (2009): Hilfe für Wiesenweihe, Feldlerche und Co. Zur Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes für die Brutvögel der Hellwegbörde. *ABU info* 31/32 (2008/09): 20-29.
- Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitats der Wiesenweihe *Circus pygargus* in einer mitteleuropäischen Agrarregion. *Ornithologischer Anzeiger* 47: 51-65.
- Kreuziger, J.; Hormann, M. (2015): [Maßnahmenblatt Rohrweihe \(*Circus aeruginosus*\). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.](#)
- Kümmerlin, R. E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. *Limnologie aktuell* 5: 217-227.
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (5): 129-139.
- Lange, M. (2000): Bruthabitatwahl der Rohrweihe *Circus aeruginosus*. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 4: 283-298.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Lange, M.; Hofmann, T. (2002): Zum Beutespektrum der Rohrweihe *Circus aeruginosus* in Mecklenburg-Strelitz, Nordost-Deutschland. *Vogelwelt* 123: 65-78.

- LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.
- Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz MKULNV (2007b): Richtlinien zur Förderung der Anlage von Uferandstreifen. Runderlass vom 5.6.2007 <http://www.umwelt.nrw.de/landwirtschaft/pdf/uferandstreifen.pdf>, Abruf 6.5.2011
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sondereihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217
- NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Rohrweihe (*Circus aeruginosus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 8 S. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 20.4.2011
- ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. <http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html>, Abruf 28.4.2011
- Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68: 173-280
- Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Roth, S.; Seeger, T.; Poschod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.
- Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- RSPB [Royal Society for the Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife – a practical manual. RSPB, Bedfordshire, UK.
- Ryslavy, R. (2000): Herausragender Massenschlafplatz von Rohr- und Wiesenweihen im Europäischen Vogelschutzgebiet (SPA) Belziger Landschaftswiesen im Jahr 1999. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 9 (4): 136-139.
- Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotope. *Vogel und Umwelt* 5: 137-141.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Straka, U.; Reiter, A. S. (2000): Beobachtungen an Schlafplätzen der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) in Ackerbaugebieten des Weinviertels (NÖ). *Egretta* 43: 62-68.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81
- White, G.J., & Gilbert, J.C. (eds) (2003): Habitat creation handbook for the minerals industry. RSPB, Sandy, UK.
- Wichtmann, W.; Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentieranlage Biesbrow (Randow-Welse-Flußmoor). In Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 492-497.

1.42 Rotmilan (*Milvus milvus*)

Rotmilan *Milvus milvus* ID 43

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Rotmilane bauen eigene Nester (Horste), können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Sie verfügen in der Regel über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden. Als Fortpflanzungsstätte wird der Horst (bzw. das Revierzentrum) und ein störungsarmer Bereich von bis zu 300m (MKULNV 2010) abgegrenzt. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine Abgrenzung von essenziellen Habitaten ist für den Rotmilan aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht erforderlich (Ausnahmen ggf. bei sehr waldreichen Gebieten).

Ruhestätte: Die Ruhestätte von Brutpaaren oder Nichtbrütern ist in der Regel unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar. Rotmilane nächtigen / ruhen in Gehölzen. In NRW bestehen tradierte Schlafplätze (z.B. am Haarkamm), die Treue bezieht sich dabei in der Regel nicht auf ein konkretes Feldgehölz, sondern auf einen größeren Raum (BRUNE in SUDMANN et al. 2012). Als Ruhestätte gilt dann der Verbund von als Schlafplatz genutzten Gehölzen mit einem störungsarmen Puffer und (sofern konkret abgrenzbar) den für die Schlafplatzgesellschaft essenziellen Nahrungshabitaten.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Gehölze ab mittlerem Baumholz in Waldrandnähe (selten mehr als 200 m vom Waldrand entfernt, außer in Hanglage), in Feldgehölzen oder auch in Einzelbäumen als Nist- und Ruhestätte. In NRW nistet er bevorzugt in Altholzbeständen von Buche und Eiche (BRUNE in SUDMANN et al. 2012).
- Niedrigwüchsiges, grenzlinienreiches Offenland mit Zugriffsmöglichkeiten auf Beutetiere über den Zeitraum April bis Ende Juni als Nahrungshabitat (HILLE 1995).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Rotmilan siedelt in NRW hauptsächlich in den Mittelgebirgslagen. Obwohl er auch das komplette Tiefland nutzen könnte (was in der Vergangenheit der Fall war), ist er hier nur selten anzutreffen, was u. a. mit menschlicher Verfolgung zusammen hängen könnte (Rotmilan als Opfer von Giftködern: HIRSCHFELD 2010, 2011).

Sonstiges

- Das Territorialverhalten ist flexibel und passt sich der Nahrungssituation an. Normalerweise werden Artgenossen bis zu einer Entfernung von ca. 300 m vom Horst vertrieben, Nahrungshabitate außerhalb werden meist nicht verteidigt. Unter günstigen Bedingungen können Rotmilane auch kolonieartig brüten (ORTLIEB 1989). Die Territorialität nimmt zu, wenn die Ernährungssituation ungünstiger wird (dann ggf. auch Verteidigung von Nahrungsflächen, WALZ 2005, S. 64 ff.).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4),

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Rotmilane brüten meist am Waldrand, in Baumgruppen oder auch in Einzelgehölzen. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Rotmilan gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Feldgehölze in der offenen Landschaft (Einzelfläche mind. 0,5 ha) oder bei geschlossenen Wäldern am Waldrand, da Rotmilane gerne in Waldrandnähe brüten (nicht weiter als 200m vom Waldrand entfernt). Im Einzelfall können auch Baumreihen in die Maßnahme einbezogen werden.
- Gehölzbestand mit für den Rotmilan geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm). [Direkte räumliche Nähe zu geeigneten Offenland-Nahrungshabitaten \(bestenfalls mit > 30 % Grünlandanteil \(im Offenland\) innerhalb eines Radius von 1.000 m um die Maßnahme\)](#)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Rotmilane verfügen in der Regel über mehrere, jährweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o., [GELPKE & HORMANN 2010: 91](#), [SCHUMANN et al. 2007 S. 18](#)). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen. [Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.](#)
- [GELPKE & HORMANN \(2010: 111\)](#) geben als Erhaltungsziel mindestens 3 ha, besser 10 ha Altholzbestand von vorrangig Buche, aber auch Eiche und Kiefer an. Innerhalb dieses Bereichs dient als Orientierungswert, dass die Maßnahme die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen muss. Einzelne Maßnahmenstandorte sollen für benachbarte Reviere im Idealfall 2 km voneinander entfernt liegen, um Konkurrenz gering zu halten ([GELPKE & HORMANN 2010: 52, 111](#)), wenngleich einzelne Niststätten bei guter Nahrungsverfügbarkeit auch in geringerer Entfernung zueinander liegen können.
- Die Maßnahme kann flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht oder die Erhöhung des Erntealters.
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ([auch Funktion als Ruhebaum und Kröppplatz beachten: HORMANN 2012](#)) ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.
- RUNGE et al. (2010) führen weiterhin Kunsthorste auf. Für diese Maßnahme liegen jedoch keine artspezifischen Wirksamkeitsnachweise vor. Die Maßnahme erscheint weiterhin (zumindest für NRW) nur eingeschränkt sinnvoll, da Rotmilane Horste selbst bauen und auch Horste anderer Arten übernehmen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Rotmilane können sich ihre Horste selbst bauen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Rotmilane große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste). Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Rotmilans, so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von z. B. BAUER et al. (2005), BOYE (2009), HORMANN (2012) HÖTKER (2004), LUWG (2006), MEBS & SCHMIDT (2006), NLWKN (2009), MULVWF (2012) und ORTLIEB (1989) empfohlen werden. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.
- ~~Der Rotmilan hat in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist beim Rotmilan in der atlantischen Region ein Monitoring erforderlich.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
 - ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
 - ~~bei allen Vorkommen~~
 - ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
 - ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Rotmilan auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere im Zeitraum April bis ~~Ende Juni~~ [Mitte Juli](#) ermöglichen (HORMANN 2012). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Rotmilans und der meist gemeinschaftlichen Nutzung der Nahrungshabitate durch benachbarte Paare ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare. [Ebene und übersichtliche Lage. Flächen in steiler Hang- oder Einschnittslage werden wenig bis kaum als Nahrungshabitat genutzt.](#)

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivacker), je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr. [Es sollte ein Grünlandflächenanteil von > 30 % im Umkreis < 1 km um das Nisthabitat / Neststandort erreicht werden \(HORMANN 2012\). Die Entfernung der Maßnahmenfläche sollte dabei 1.500 m vom Neststandort nicht überschreiten und einen Mindestabstand von 150 m vom nächstgelegenen Waldrand einhalten \(HORMANN 2012\).](#) Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m. [Die Vegetationshöhe sollte ca. 30 bis 40 cm nicht überschreiten \(GELPKE & HORMANN 2010: 93\).](#) Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe [Maßnahmenblatt Extensivgrünland](#)).
- Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode [ca. alle 2-3 Wochen im Idealfall wöchentlich](#) (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden (GELPKE & HORMANN 2010: 96). [Möglich Bestenfalls](#) ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011:397) oder über verschiedene Flächen hinweg [möglich \(HORMANN 2012\). Der Staffelmahd, in mindestens drei Zyklen, ist gegenüber einer Extensivbeweidung der Vorzug zu geben \(GELPKE & HORMANN 2010: 95\). Besonders geeignet sind dafür Futtergras-/ Mähgrünland oder Luzerne- bzw. Kleeanbauflächen \(GELPKE & HORMANN 2010: 99, MULVWF 2012\).](#)
- Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Mosaik von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Mäusebussards zu erhöhen.

- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungshäufigkeit in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Rotmilans (April bis Ende Juni Mitte Juli) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt: Staffelmahd in mindestens 3 Zyklen).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.
- Die Maßnahme kann in Konflikt mit weiteren Zielarten stehen. Daher sollte die Schnitthöhe bei der Mahd 15 cm nicht unterschreiten, um Konflikten mit z.B. Bodenbrütern möglichst zu vermeiden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die mangelnde Verfügbarkeit von Nahrungstieren durch zu hohen Bewuchs der häufig angebauten Kulturpflanzen (Wintergetreide, Mais, Raps) ist seit mehreren Jahren bekannt (GELPKE & HORMANN 2010: 111, NACHTIGALL et al. 2010, NICOLAI & MAMMEN 2009), Maßnahmen zur Erhöhung der Zugänglichkeit der Nahrungstiere durch Kurzrasigkeit wird für den Rotmilan z. B. von MEBS & SCHMIDT (2006, S. 329) empfohlen. Das Artenhilfskonzept, sowie das Maßnahmenblatt der VSW Frankfurt schlagen zur Verbesserung von Nahrungsressourcen für den Rotmilan die Anlage von Vielschnittflächen mit gestaffelten Mähterminen vor (GELPKE & HORMANN 2010: 95, HORMANN 2012). Es wird betont, dass die Wirksamkeit dieser Maßnahmen eine Kenntnis über die Raumnutzung ansässiger Rotmilan-Paare voraussetzt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch zahlreiche Beobachtungen, wie Rotmilane Grünlandflächen intensiv nach der Mahd nutzen (BIVER & CONZEMIUS 2010, GELPKE & STÜBING 2010, HILLE 1995). HORMANN (2012) beschreibt, dass Rotmilane bei einem Grünlandanteil (am Offenland) von > 30 % im Bereich von < 1.000 m Umkreis um den Horst eine gesteigerte Reproduktionsleistung aufweisen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung und Pflege von Extensivacker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Rotmilan auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Rotmilans und der meist gemeinschaftlichen Nutzung der Nahrungshabitate durch benachbarte Paare ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten.
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen
- Ebene und übersichtliche Lage. Flächen in steiler Hang- oder Einschnittslage, sowie Grenzertragsstandorte werden wenig bis kaum als Nahrungshabitat genutzt.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Orientierungswert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland). Nur in Ausnahmefällen sollte die Maßnahmenfläche in einer Entfernung von mehr als 1.500 m vom Neststandort liegen (GELPKE & HORMANN 2010: 97). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Rotmilan. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr bei Anwesenheit von Rotmilanen wirksam bzw. sinnvoll).
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
 - Anlage von Getreidestreifen (vorzugsweise Sommergetreide, Sommerweizen) mit doppeltem Saatreihenabstand (auch als flächige Maßnahme möglich). Auf die Einsatz von Wintergetreide, Raps und Mais ist zu verzichten (GELPKE & HORMANN 2010).
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)

- Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (nach GELPKE & HORMANN (2010: 95) z.B. die kurzwüchsige „Veitshöchheimer Bienenweide“. Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, jedoch Einsaaten vorzuziehen).
- Der Anbau von Zwischenfrüchten nach GELPKE & HORMANN (2010: 93) soll in der Zeit ab dem 01. Oktober einen bodenbedeckenden Bestand ermöglichen, der im Verlauf des Winterhalbjahres zu einer verbesserten Überlebenswahrscheinlichkeit von Kleinsäufern und damit von möglichen Beutetieren führt. Ein Umbruch der Flächen darf frühestens ab dem 15. Februar erfolgen, damit das Kleinsäugervorkommen und in deren Folge auch der Rotmilan, nachhaltig profitiert. Die Verschiebung des Umbruchs auf Mitte März ist aufgrund der dann erhöhten Beuteverfügbarkeit für den Rotmilan noch förderlicher.
- Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die ~~Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über frühzeitige Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, so dass eine Zugriffsmöglichkeit auf Beutetiere für den Rotmilan bestehen bleibt.~~ Ackerfrüchte, Brachen, Blühflächen und Schonstreifen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Über frühzeitige, gestaffelte Mahd / Umbruch auch im Mai und Juni sind Strukturen herzustellen, die den Zugriff auf Beutetiere für den Rotmilan ermöglichen (GELPKE & HORMANN 2010 S. 94).
 - BRABAND et al. (2006:160) fanden beim Modellvorhaben „Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest“, dass Mäusebussard und Rotmilan die Maßnahmenflächen zwar häufiger als konventionelle Getreidefelder, insgesamt aber noch vergleichsweise selten aufsuchten, wobei der Rotmilan im Untersuchungsgebiet grundsätzlich nur selten vorkam. Dies wird damit in Zusammenhang gebracht, dass beide Arten in hohem Maße auf offene Bodenflächen für den Nahrungszugriff angewiesen sind, was in den extensivierten Ackerstreifen nur bedingt war: So wurde festgestellt, dass die Brachestreifen nach der Bodenbearbeitung im März meist schon im Mai wieder so weit aufgewachsen waren, dass sie für beide Arten nicht mehr attraktiv gewesen sein dürften.
 - Auch für andere Arten mit ähnlicher Jagdstrategie wird darauf hingewiesen, dass Brachen bei hoher Wüchsigkeit der Bestände wegen des zunehmend hohen und dichten Bewuchses nur in den ersten 1-2 Jahren für Greifvögel und Eulen geeignet sind (z. B. KOKS et al. 2007: 43 bzgl. Wiesenweihe, LOSKE 2009: Rotmilan, WUNTKE & SCHNEIDER 2003:78 bzgl. Schleiereule).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.
- Bei der Aussaat können auch Teilflächen nicht eingesät werden. Die Anlage von Fehlstellen, vergleichbar mit Felderchenfenstern, sollte so auf Flächen in einer Ausdehnung von 10x10 m bis 20x30 m vorgenommen werden (GELPKE & HORMANN 2010: 94).
- Über frühzeitige, gestaffelte Mahd / Umbruch sind auch bereits im Mai und Juni Bewirtschaftungsmaßnahmen möglich, die die Zugriffsmöglichkeit auf Beutetiere für den Rotmilan erhöhen (GELPKE & HORMANN 2010: 94).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist nach Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Die mangelnde Verfügbarkeit von Nahrungstieren durch zu hohen Bewuchs der häufig angebaute Kulturpflanzen (Wintergetreide, Mais, Raps) ist seit mehreren Jahren bekannt (NACHTIGALL et al. 2010, NICOLAI & MAMMEN 2009), Maßnahmen zur Erhöhung der Zugänglichkeit der Nahrungstiere durch Kurzrasigkeit bzw. Extensivackerbau werden z. B. von GELPKE & HORMANN (2010: 94) MEBS & SCHMIDT (2006), HÖTKER (2004), LOSKE (2009) und NLWKN (2009) empfohlen. Es liegen mehrere Nachweise vor, wie Rotmilane entsprechende lückige Ackerbaukulturen nutzen (MAMMEN et al. 2010, NACHTIGALL et al. 2010; ähnlich z. B. KRACHER 2008 für die Wiesenweihe). Ebenfalls wird von GELPKE & HORMANN (2010 S. 93 ff) auf die positive Auswirkung der Anlage von Blühflächen und Schonstreifen, Fehlstellen, sowie Zwischensaatflächen für den Rotmilan hingewiesen.
- Der Rotmilan hat in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist beim Rotmilan in der atlantischen Region ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Rotmilan stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (Nahrungshabitate): Für den Rotmilan ist die Bodenjagd in extensivierten Äckern / Brachen im Regelfall schwieriger als in gemähtem Grünland. Daher sollen für den Rotmilan im Regelfall Grünlandmaßnahmen favorisiert werden (Expertenworkshop 6.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): *Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel*. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Biver, G.; Conzemius, T. (2010): Die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans *Milvus milvus* in Luxemburg Erfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete. *Regulus Wissenschaftliche Berichte* Nr. 25: 13-27.

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowieden verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Boye, P. (2009): Die Fertigstellung der Kulisse der Europäischen Vogelschutzgebiete in Deutschland - ein Rückblick unter besonderer Berücksichtigung des Rotmilans (*Milvus milvus*). *Berichte zum Vogelschutz* 46: 67-81

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. *Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne*.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): *Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany*. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)

Gelpke, C.; Hormann, M. (2010): *Artenhilfskonzept Rotmilan (*Milvus milvus*) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland*. Echzell. 115 S.

- Gelpke, C.; Stübing, S. (2010): Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Rot- und Schwarzmilan (*Milvus milvus* u. *M. migrans*) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. *Vogel und Umwelt* 18: 103-115.
- Hille, S. (1995): Nahrungswahl und Jagdstrategien des Rotmilans (*Milvus milvus*) im Biosphärenreservat Rhön / Hessen. *Vogel und Umwelt*, Sonderheft: 99-126.
- Hirschfeld, A. (2010): Illegale Greifvogelverfolgung in Nordrhein-Westfalen in den Jahren 2005 bis 2009. *Charadrius* 46: 89-101.
- Hirschfeld, A. (2011): Illegale Greifvogelverfolgung in Nordrhein-Westfalen: Bericht für das Jahr 2010. *Charadrius* 47: 79-86.
- Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.
- Hormann, M. (2012): [Maßnahmenblatt Rotmilan \(*Milvus milvus*\). Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland.](#)
- Koks, B. J.; Trierweiler, C.; Visser, E. G.; Dijkstra, C.; Korndeur (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? *Ibis* 149: 575-586
- Kretschmer, P. (2005): Tödliche Falle für Greifvögel - Frisch abgeerntete Rapsfelder gefährden Bussarde und Falken. *Flieg und Flatter. Aktuelles aus der Vogelschutzwarte*, Ausgabe 12/2005: 10.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG 2006): Artsteckbriefe für die Zielarten der Europäischen Vogelschutzgebiete in Rheinland-Pfalz. Stand April 2006.
- Loske, K.-H. (2009): Ausgleichsflächen für den Rotmilan (*Milvus milvus*). Das Schutzkonzept der Stadt Horn-Bad Meinberg. *Natur in NRW* 4 / 2009: 33-36.
- Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010
- MULVWF /(Hrsg.); VSW; LUWG /(Bearb.); Richarz, K. (2012): [Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz, Artenschutz \(Vögel, Fledermäuse\) und NATURA 2000-Gebiete.](#) Hrsg.: Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Verbraucherschutz, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz. Bearb.: Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland; VSW; Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz; Richarz, K.; Hormann, M.; Werner, M.; Simon, L.; Wolf, T.. 144 S. http://www.mulewf.rlp.de/fileadmin/mufv/img/inhalte/natur/Gutachten-Windenergienutzung_in_RLP_13.09.12.pdf (Abruf 26.09.2012)
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217
- Nachtigall, W.; Stubbe, M.; Herrmann, S. (2010): Aktionsraum und Habitatnutzung des Rotmilans (*Milvus milvus*) während der Brutzeit – eine telemetrische Studie im Nordharzvorland. *Vogel und Umwelt* 18: 25-61.
- Nicolai, B.; Mammen, U. (2009): Dichtezentrum des Rotmilans *Milvus milvus* im Nordharzvorland – Bestandsentwicklung, Ursachen und Aussichten. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 29 (3): 144-150
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Rotmilan (*Milvus milvus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf April 2011
- Ortlieb, R. (1989): Der Rotmilan. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 532. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt: 160 S.
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.

Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten

Schumann, R.; Steinwarz, D.; Brune, J.; Kranz, J.; Skibbe, A.; Zegula, T. (2007): Revierfassung von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *M. migrans* im Jahre 2005 im Rhein-Sieg-Kreis. *Charadrius* 43 (1): 13-21.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81

Walz, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan. Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Aula-Verlag, Sammlung Vogelkunde, Wiebelsheim.

Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule *Tyto alba*. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

1.43 Saatgans (*Anser fabalis*)

Saatgans *Anser fabalis* ID 45 (Rastvogel)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Ruhestätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Ruhestätte: Die Saatgans ist in NRW Zug- und Rastvogel, der während der Frühjahrs- und / oder Herbstzeit in der Regel in Trupps an strukturell geeigneten Plätzen rastet und / oder überwintert. Dabei handelt es sich um offene und möglichst störungsarme Flussauen mit Grünland- und/oder Ackerflächen. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rast- und Schlafplätze (v. a. in den VSG Unterer Niederrhein und Weseraue sowie an der Rur im Kreis Heinsberg). Diese traditionellen Rast- und Schlafplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen innerhalb der Ruhestätte aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den essenziellen regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius im Umfeld der Schlafplätze, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann. Die Nahrungsflächen können sich von Jahr zu Jahr und auch innerhalb eines Winters verlagern. In sehr großen Rast- und Überwinterungsgebieten (VSG Unterer Niederrhein) ist jeweils ein zusammenhängender Funktionsraum als eine Ruhestätte abzugrenzen. Bei der Abgrenzung dieser Funktionsräume sind möglichst vorhandene Erkenntnisse der Experten vor Ort zu den Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Nahrungsflächen und den Schlaf-/Trinkplätzen zu berücksichtigen.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen in Kreisgebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Großräumige Agrarflächen mit geeigneten Nahrungsgebieten sowie einem Angebot an Trink- und Schlafgewässern (LANUV)
- Bei der Saatgans ergibt sich folgendes Muster bei der Nahrungssuche: im Herbst / Frühwinter werden Äcker mit Ernterückständen bevorzugt (solange der Vorrat reicht bzw. bis zum Umbruch), dann junges Wintergetreide / junger Raps. Ab dem Mittwinter wird dann bevorzugt Grünland aufgesucht.
 - WILLE (1999, Unterer Niederrhein, S. 101): Die Saatgänse haben ihre Präferenzen seit Ende der 1970er Jahre stark verändert. Sie begannen Mitte der 1980er Jahre, abgeerntete Zuckerrübenfelder zu nutzen. Dies erfolgte etwa zeitgleich mit der Einführung einer veränderten Erntetechnik, wobei das Blattgrün und die Wurzelspitzen der gehäckselten Rüben auf den Flächen verbleibt.
 - FEIGE et al. (2011, Unterer Niederrhein, S. 172): Saatgänse nutzten in den Wintern 2004/05 bis 2008/09 lediglich 27 % Grünland. Bei der Saatgans zeigt sich aber ein starker Unterschied zwischen November (14 % Grünland, 22 % Maisstoppeln, 21 % Sturzacker, 18 % Hackfrucht und 15 % Wintergetreide) und Januar (49 % Grünland, 4 % Maisstoppeln, 11 % Sturzacker, 14 % Hackfrucht und 10 % Wintergetreide).
 - DEGEN et al. (2009, Elbtalau): Die Nutzung des Grünlandes nahm in der Reihenfolge Saatgans, Blässgans, Graugans und Weißwangengans zu, die der Ackerflächen entsprechend ab. Mit Eintritt des Frühjahrs wurde Grünland zunehmend bevorzugt. Es war für alle Gänsearten im Februar und März der am häufigsten aufgesuchte Habitattyp. Auch Wintergetreide wurde, v. a. von Saat- und Graugänsen, zum Frühjahr hin deutlich häufiger aufgesucht als im Herbst. Stoppelfelder hatten besonders für die Saatgans, aber auch für die Blässgans im Herbst eine sehr große Bedeutung, die im Verlauf der Rastsaison deutlich abnahm; Saatgänse nutzten diese Flächen aber bis in den Winter hinein. Saatgänse waren insgesamt deutlich stärker auf Ackerflächen spezialisiert als die anderen Gänsearten.

Sie nutzten (neben Ablenkflächen, Getreidestoppelfeldern und Raps) auch Maisstoppelfelder sowie zumindest in einzelnen Jahren auch Kartoffel- und Rübenäcker überproportional häufig. Ein Vergleich der Nutzung der angebauten Feldfrüchte zeigt, dass die Nutzungsintensität durch die Schwäne und Gänse auf Rapsflächen durchgehend (und z. T. wesentlich höher) war als auf Wintergetreide- und Grünlandflächen. Hohe Nutzungsintensitäten wurden außerdem auf Getreidestoppelfeldern sowie auf Kartoffeläckern durch die Saatgans erreicht.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Möglichst räumliche Nähe zwischen Schlafplätzen und Nahrungshabitaten (umso näher, desto günstiger: HEINICKE 2008). Schlaf- und Nahrungsplätze können zwar grundsätzlich viele Kilometer auseinander liegen (nach KREUZIGER 2002 S. 14 bis 25km), bevorzugt werden jedoch schlafplatznahe Nahrungshabitats. Daher soll die Entfernung von Nahrungs- und Schlafplätzen 5 km nicht überschreiten. Im Idealfall liegen die Schlafgewässer inmitten der Nahrungshabitats.
- Die Nutzung der Nahrungshabitats kann bei Ackerflächen wegen der dynamisch wechselnden Fruchtfolge großen jährlichen Veränderungen unterworfen sein. Orts- bzw. Flächentraditionen dürften daher für die lokale Ebene ohne große Bedeutung sein (ebd). Gänse sind generell Nahrungsopportunisten und nehmen innerhalb ihres Rastplatzraumes die Flächen an, die gerade eine attraktive Nahrungsquelle darstellen (KREUZIGER 2002, KRUCKENBERG et al. 2003, WILLE 1999). Die Gänse wechseln dabei auch innerhalb eines Winters zwischen mehreren Nahrungsflächen innerhalb des Rastgebietes, die entsprechend ihrem Nahrungsangebot (Ernterückstände, Vegetationshöhe, nachwachsende Kräuter / Gras) turnusmäßig aufgesucht werden.
- Lage der Maßnahmenflächen in weithin offener Landschaft aufgrund der Meidung der Gänse gegenüber Sichtbarrieren wie hohen geschlossenen Vertikalstrukturen (Waldränder, dichte und geschlossene Baumreihen oder hohe Hecken) (SPILLING 1999 Saatgans an der Unteren Mittelbe). Keine Nähe zu Windenergieparks im Umfeld von bis zu 1200m oder in der Einflugschneise (LAG-VSW 2007). Eine kleinflächig gegliederte Landschaft kann dagegen durchaus von Saatgänsen genutzt werden: Nach MOOJI (1993) bevorzugten die am Unteren Niederrhein überwinternden Saatgänse für die Nahrungsaufnahme Grünlandflächen in relativ ungestörten Bereichen, die periodisch überflutet wurden und ± kleinflächig durch Hecken, Gehölze und Relief strukturiert sind (ähnlich MESSER et al. 2011 S. 25 für die Rheinaue Walsum). Saatgänse zeigen eine deutlich stärkere Präferenz für trockene Nahrungsflächen und eine durch Gehölze strukturierte Landschaft als Blässgänse.
- Lage der Maßnahmenflächen in störungsarmer Landschaft: Nach BALLASUS (2005b, Niederrhein) schränkten landschaftsstrukturelle Störfaktoren (Straßen/Wege, Freileitungen, Gebäude) die Gebietskapazität stark ein. Nahrungsflächen einer Mittelpunktentfernung von weniger als 120 m zu Störfaktoren wurden geringer ausgeschöpft, die genutzten Flächen kennzeichnete bei gestörter Beweidungsrhythmik eine im Mittel wenigstens halbierte Nutzungsintensität. So waren Flächen in einer Distanz von bis zu ca. 240 m zu Störfaktoren beeinträchtigt.

Sonstige Hinweise:

- Die drei Arten Bläss-, Saat- und Weißwangengans können auch miteinander vergesellschaftet auftreten, wobei es jedoch ggf. zu Konkurrenzsituationen kommen kann (s. u.).
- Komplette Maßnahmenpakete im Rahmen eines Gänsemanagements sind für den Unteren Niederrhein ausführlich bei BRÜHNE et al. (1999) beschrieben, für andere Regionen bei HAASE et al. (1999, Brandenburg), KREUZIGER (2002, Rheinland-Pfalz) und SPILLING (1999, Untere Mittelbe).

Maßnahmen

1. Optimierung von Gewässern (Ruhestätten) (G3.1, G3.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Saatgänse nächtigen und ruhen gerne in ruhigen Flachwasserzonen in Ufernähe. An größeren Stillgewässern (z. B. Abgrabungen) werden bei Betroffenheit von Ruhestätten Modellierungsmaßnahmen zur Schaffung von störungsarmen Flachwasserzonen durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Vorhandene, windgeschützte Stillgewässer mit Aufwertungspotenzial bezüglich der Gewässertiefe / der Uferstrukturen oder ggf. Anlage neuer Blänken und Flutmulden.
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Saatgans bevorzugt an größeren Flachgewässern rastet, wird ein Faustwert von mind. 2 ha für die Gewässergröße empfohlen.
- Schaffung / Modellierung von störungsberuhigten Gewässern mit Flachwasserzonen.
- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.
- Die Maßnahme wird idealerweise in Kombination mit Aufwertungen in schlafplatznahen Nahrungshabitaten durchgeführt (Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland und Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Acker).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Reduktion von Störungen besteht die maximale Fluchtdistanz gegenüber sich bewegenden und frei Sichtbaren Menschen (insbesondere mit Hunden), die Fluchtdistanz gegenüber PKW sind geringer. Auch die Trupfgröße kann eine Rolle spielen: So fand SPILLING (1999), dass die Fluchtdistanzen kleiner Trupps von Bläss- und Saatgans an der Unteren Mittelbe gegenüber einem sich im PKW nähernden Beobachter mit 60-120 m geringer war als bei größeren, doch nahmen sie bereits ab etwa 150 Vögeln bei einem Wert von ca. 200 m nicht weiter zu.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die benötigten Strukturen (Herstellung von Flachwasserbereichen, Auflichtung oder Entfernung von dichtem Ufergehölzbewuchs) sind grundsätzlich unmittelbar nach Maßnahmenumsetzung wirksam. Um den Gänsen eine Eingewöhnung und räumliche Erkundung zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit einer Vorlaufzeit von 2-3 Jahren hergestellt werden (RUNGE et al. 2010 S. A 116 gehen von 1-3 Jahren Vorlaufzeit für die Blässgans aus; es wird davon ausgegangen, dass dies auch auf die Saatgans zutrifft).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Saatgans sind gut bekannt. Die Maßnahme erscheint daher und auch wegen der häufigen Nutzung von größeren Abgrabungsgewässern der Saatgans, als grundsätzlich plausibel.
- Aufgrund der besonderen Bedeutung von traditionellen Ruhestätten und dem Fehlen konkreter Wirksamkeitsnachweise von speziell geplant angelegten Maßnahmengewässern ist bei diesem Maßnahmentyp eine Einzelfallprüfung unter Beteiligung von lokalen Experten durchzuführen und die Maßnahme mit einem Monitoring zu begleiten.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland (O1.1, G1.2, G2.1, G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Saatgänse nutzen in erster Linie Ackerflächen, aber auch Grünlandflächen zur Nahrungsaufnahme. In störungsarmen Bereichen wird kurzrasiges, nährstoffreiches Grünland für die Saatgans als günstige Nahrungshabitate zur Verfügung gestellt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).
- Ausgangsbestand: Acker oder versiegelte Standorte
- Mittlere bis eutrophe Böden mit durchschnittlicher bis hoher Bodenfeuchte. Ungeeignet sind trockene und magere Standorte (zu geringer Nährstoffgehalt der Gräser).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffenen Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen.
- Genutztes (gedüngtes und eutrophes) Grünland mit nährstoffreichen Gräsern ist für (Saat-) Gänse besonders attraktiv, da hier mehr nährstoffreiche Biomasse zur Verfügung steht, die von ihnen als Weidegänger genutzt werden kann (KREUZIGER 2002).
- Sofern noch nicht vorhanden, kann sich die Schaffung eines Mikroreliefs, bei dem auch nasse Stellen und winterlich überstaute Flachwasserbereiche vorkommen, günstig auf die Annahme der Flächen durch Gänse auswirken (KUIJKEN & VERSCHURE 2008, HEINICKE 2008, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 161, SPILLING 1998, TESCH et al. 2010). Kleine Flachwasserbereiche (Senken, Teiche) werden zum Trinken genutzt. Es können idealerweise auch größere Flachwasserbereiche (> 1 ha) angelegt werden, die zugleich eine Funktion als Schlafplatz entfalten können. Nach Landgesellschaft Sachsen-Anhalt (2002 S. 164, Aland-Niederung) trägt eine Vernässung von Grünlandstandorten besonders im Frühjahr zur Ablenkung der Gänse von ansonsten fraßbedrohten Ackerstandorten bei.
- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen / Verringerung von Zerschneidung.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Regelmäßige Pflege des Grünlandes, Offenhaltung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Bevorzugung von Grünland mit nährstoffreichen Gräsern kann grundsätzlich soweit führen, dass benachbarte Flächen mit Extensivgrünland nur noch nachrangig aufgesucht werden (WILLE 1999). Wenn Nahrungshabitate limitierender Faktor sind (und somit ein Maßnahmenanfordernis besteht), kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass Gänse auch extensiv bewirtschaftetes Grünland mit weniger nährstoffreichen Gräsern und ggf. höherer Grasnarbe annehmen, wenngleich ansonsten Intensivgrünland bevorzugt wird (BRÜHNE et al. 1999, Unterer Niederrhein). Für Extensiv-Grünland ist dann aber eine größere Fläche erforderlich. Nach WILLE (1999) ist noch unklar, wie groß extensiv bewirtschaftete Gänserastgebiete sein müssen, um die oft unerwünschte Abwanderungen auf Intensivflächen zu vermeiden. Die Frage, wie intensiv (bezüglich Düngung und Kurzrasigkeit) eine Grünlandfläche für die Gänse bewirtschaftet werden darf, ist im Einzelfall je nach lokalen Bedingungen festzulegen. Grundsätzlich sollte in den Rastgebieten eine möglichst standorttypische und landschaftsgerechte Bewirtschaftung des Grünlandes gesichert werden (WILLE 1999).
- Keine Düngung zur Aufwertung des Nährstoffgehaltes der Gräser auf naturschutzfachlich anderweitig bedeutungsvollen Magerstandorten oder in deren direkter Nachbarschaft.
- Konflikte zwischen für Gänse optimiertem Grünland und Grünland für andere Wiesenvögel.
- BALLASUS (2005) vermutet eine Konkurrenz von Bläss- und Saatgänsen im Grünland: So zeigt sich unter koexistierenden Enten- und Gänsevögeln, dass langschnäbligere Arten Flächen mit höherem Gras und größerer Biomasse bevorzugen bzw. kurzschnäblige Arten kürzeres Gras beweideten. Nutzen Letztere das großräumige Angebot attraktiver Nahrungsflächen dabei periodisch mit kurzen Wiederbesuchintervallen wie die Blässgans am Niederrhein, genügt die zwischenzeitliche Aufwuchshöhe des Grases der Saatgans wahrscheinlich nicht für effiziente Besuche.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen zur Herstellung des Mikroreliefs sind unmittelbar nach Abschluss der Maßnahme bzw. in der nächsten Rastsaison wirksam. Für die Herstellung eines attraktiven Grünlandes wird eine Zeitdauer von bis zu 3 Jahren veranschlagt. RUNGE et al. (2010, S. A 116) gehen für die Blässgans von einer Wirksamkeit von 1 bis 3 Jahren aus.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 f.) wird eine Annahme der Flächen durch die Gänse erwartet. Auch RUNGE et al. (2010, S. A116) stufen die Maßnahme (Schaffung von intensiv genutztem und gedüngtem Grünland in störungsarmen Bereichen für die Blässgans) als „sehr hoch“ ein. TESCH et al. (2010, Unterweser) schildern die großflächige (> 200 ha) Umsetzung eines Projektes zur Umwandlung von Grünland in ein Tidebiotop mit neu angelegtem Prielsystem. Die Maßnahmenflächen wurden von der Weißwangengans angenommen und erreichten hier internationale Bedeutung (zudem mindestens landesweite Bedeutung für Pfeifente, Schnatterente und Löffelente). Ihre Attraktivität erklärt sich nach den Autoren durch das Nebeneinander von Flachwasserzonen und niedrigwüchsigem Grünland sowie der Abwesenheit jeglicher Störungen (Jagdverbot).
- Die Eignung der Maßnahme wurde beim Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 8.11.2011) mit „hoch“ bewertet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Acker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Saatgänse nutzen v. a. im Herbst neben Grünlandflächen auch noch nicht umgepflügte Stoppeläcker, um sich hier von Ernteresten zu ernähren. In der Maßnahme werden entsprechende Flächen durch a) verzögerten Umbruch bzw. liegen lassen der Ernterückstände, b) Ansaat von Wintergetreide / Ackergras oder c) durch direkte Zufütterung bereitgestellt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.

- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).
- Vorhandene Ackerfläche oder versiegelte Standorte (kein Umbruch von Grünland in Acker für die Maßnahme).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen (bei Fütterungsfläche mind. 1 ha).
- Die Maßnahmen haben meist eine temporäre Eignung, die v. a. auf den Herbst beschränkt ist, wenn die Ernterückstände noch zahlreich sind. Eine längerfristige Eignung kann sich einstellen durch spät aufkeimendes Ausfallgetreide / Wildkräuter (HAASE et al. 1999) oder durch längere Zufütterungszeiten. Durch eine Staffelung z. B. der Maisernte bis Ende November können die Ernterückstände über einen längeren Zeitraum bereitgehalten werden (HAASE et al. 1999, Brandenburg).
- a) Verzögerter Umbruch / Ernteverzicht. Variante 1: Getreidestoppeläcker, Mais-, Zuckerrübe oder Kartoffelfelder werden nach der Ernte liegen gelassen bzw. erst verzögert bis nach der Herbsttrast umgebrochen (BERGMANN 1999, HAASE et al. 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, LANUV 2011 S. 90, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171). Variante 2: Auf der Fläche werden die Früchte wie z.B. Getreide nicht geerntet, sondern belassen und dann bei Ankunft der Gänse durch Walzen für die Gänse zugänglich gemacht (BERGMANN 1999, SPILLING 1999). Variante 3: Anlage von Stilllegungsflächen / Anbau von Zwischenfrüchten / Untersaat, die später als Gründüngung umgeackert wird (BERGMANN 1999, LANUV 2011 S. 90): Als Begründung empfiehlt sich v. a. die Einsaat eiweißreicher Klee-Gras-Mischungen (WENDT 1999 S. 153), die z. B. als Stoppelsaat nach nicht zu spät räumenden Fruchtarten erfolgen kann. Der Zeitpunkt der Aussaat sollte so gelegt werden, dass sich die vorhandenen Pflanzen im Oktober in einem möglichst frischen Keimstadium befinden (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt 1994).
- b) Ansaat von Wintergetreide, Ackergras mit anschließender Duldung der Gänse auf den Flächen (vgl. Maßnahmenpaket in BRÜHNE et al. 1999 Unterer Niederrhein, s. u.; Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).
- c) direkte Zufütterung: Ausbringung von Getreide, Mais oder Kartoffeln auf einer Fläche (BERGMANN 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171)
- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.
- BRÜHNE et al. (1999, Unterer Niederrhein) schlagen verschiedene Bewirtschaftungspakete v. a. auf Acker vor (Datumsangaben mit Bezug zum Unteren Niederrhein):
 - 1. Stoppelsaat: 1. Frühzeitige Winterrüben: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst / 2. Welsches Weidelgras: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst. / 3. Wintergerste (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. / 4. Futterroggen (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. Frühzeitige Einsaat, damit sich dichter Bewuchs bilden kann; je nach Aufwuchs ggf. im Spätherbst noch mal mähen. Hinweis: Es zeigte sich, dass der Bestand bei der Einsaat von Wintergetreide (bes. Weizen) meist gering war und nur wenig Futtermasse zur Verfügung stand. Ausnahme Futterroggen, wächst schnell und bildet auch bei später Aussaat (z. B. nach Zuckerrüben) noch viel für Gänse nutzbare Futtermasse.
 - 2. Untersaat: 1. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.1. / 2. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2. Hinweise: Nach der Silomaisernte, bei der nur wenig Erntereste verbleiben, ist bereits nutzbares Gras vorhanden. Im Projektzeitraum gab es geringes Interesse bei den Landwirten und Witterungsprobleme.
 - 3. Ausfallgetreide: Wintergetreide nach der Ernte durchwachsen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2.

- 4. Nicht-Bearbeitung: 1. Welsches Weidelgras stehen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.1. / 2. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide). Keine Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich. / 3. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche). Keine Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich.
- 5. Gezielte Einsaat von Stilllegungsflächen

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen zur Belassung von Ernterückständen müssen jährlich wiederholt werden, wobei die Maßnahmenfläche rotieren kann. Die Zeitdauer der Fütterung ist im Einzelfall festzulegen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Flächen – v. a. die Zufütterungen – sollten jedoch nicht an empfindliche Kulturen angrenzen, da es zu starken Gänskonzentrationen kommen kann und die Gänse die Fütterungsfläche nicht vollständig ausnutzen, sondern sich ab einem bestimmten Nutzungsmaß gleichmäßiger zu verteilen und andere, angrenzende Flächen zu nutzen beginnen (BERGMANN 1999, KREUZIGER 2002). Weitere zu beachtende Faktoren bei Zufütterungen sind nach WILLE (1999, S. 100): Das Auftreten „unnatürlicher“ Vogelkonzentrationen kann einem ggf. vorhandenen naturschutzfachlichen Leitbild widersprechen, die Konzentration auf kleiner Fläche steht dem natürlichen Begrasungszyklus entgegen, der zu gleichmäßiger extensiver Beweidung führt, durch die Konzentration der Gänse kann es zu hygienischen Problemen / Krankheitsverbreitungen kommen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gänse sind Nahrungsopportunisten und nehmen die Maßnahmenflächen in der Regel schnell an (RUNGE et al. 2010 S. A 116 für die Blässgans, WILLE 1999 für Saat-, Bläss- und Graugans, ZHU et al. 1987 zit. bei KREUZIGER 2002 für Gänse allgemein).
- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar (nach der Ernte bzw. nach Ausbringung des Futters). Sie besitzen jedoch nur eine temporäre Eignung (Stoppelacker / Ernterückstände), bis das Futter auf der Fläche so weit abgenommen hat, dass sich die Suche nicht mehr lohnt. Bei Zufütterungen ist die Dauer der Fütterung entscheidend.
- SPILLING (1999) berichtet von einem Projekt in der Elbtalaue (Landkreis Lüneburg). Dort wurden Wintergetreideäcker (Gerste, Weizen) und Mais nicht abgeerntet und stattdessen zur Ankunftszeit der Gänse im Oktober gewalzt, um so ein besonders attraktives Nahrungsangebot zu schaffen und eine Verringerung der Schäden auf andere Flächen zu erreichen. Im Ergebnis kam es kurzfristig zu sehr hohen Gänsedichten, aber die Nahrung war meist nach wenigen Tagen aufgebraucht (max. Nutzungsdauer 13 Tage).
- Bei den Maßnahmentypen 4.2 und 4.3 (Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide) / Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche) bei BRÜHNE et al. (1999) am Unteren Niederrhein wurden von den eintreffenden Gänsen zunächst die frisch abgeernteten Maisäcker und, sobald vorhanden, v. a. abgeerntete Rübenfelder bevorzugt. Die Zahlen bauen sich über einige Tage auf, halten 2-3 Tage an und nehmen dann innerhalb von ca. 2 Tagen wieder ab. Insgesamt wird eine Zuckerrübenfläche über einen Zeitraum von 1-2 Wochen genutzt. Danach ist fast kein Futtermaterial mehr vorhanden und die Fläche hat für den Rest des Winters keine Bedeutung mehr für Gänse. Nach der Nutzung der Erntereste von Mais / Zuckerrübe kam es zur zunehmenden Nutzung von Grünland, Ackergras und Wintergetreide.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 ff.) wird eine Annahme der Flächen durch die Saatgänse erwartet. Ggf. kann die Annahme der Maßnahmenflächen durch Anlockung der Tiere über Gänseattrappen unterstützt werden (Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Saatgans besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Nahrungshabitaten. Maßnahmen für die Ruhestätten sind Einzelfallentscheidungen und von einem Monitoring zu begleiten.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland haben eine höhere Priorität als die Optimierung von Gewässern (Ruhestätten). Die Saatgans nutzt im Verhältnis zu Bläss- und Weißwangengans zwar eher Äcker, auf Äckern ist das Nahrungsangebot aber kurzfristiger verfügbar als auf Grünland.

Quellen:

Ballasus, H. (2005): Habitatwahl und -präferenz der Bläss- und Saatgans *Anser albifrons*, *A. fabalis* am Unteren Niederrhein – Historische Veränderungen und mögliche Ursachen. *Vogelwarte* 43, 2005: 123-131

Ballasus, H. (2005b): Ökologie und Verhalten überwinternder Bläss- und Saatgänse (*Anser a. albifrons* Scop. 1769, *Anser fabalis rossicus* Buturlin 1923): Faktoren der Koexistenz *Vogelwarte* 43, 2005: 141-142.

Bergmann, H. H. (1999): Winterökologie arktischer Gänse in Deutschland. *NNA-Berichte* 12 (3): 105-112.

Bos, D.; Maarten, J. E.; Loonen, J. E.; Bakker, J. P. (2008): Fertilisation of coastal grasslands and capacity for accommodatin geese. *Vogelwelt* 129: 141-146.

Brühne, M.; Mooij, J. H.; Schwöppe, M.; Wille, V. (1999): Projekt zur Minderung von Gänsefraßschäden am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. *NNA-Berichte* 12 (3): 156-162.

Degen, A.; Königstedt, B.; Wübbenhorst, J. (2009): Gastvogelmanagement in der Niedersächsischen Elbtalau. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 29 (1): 3-39.

Feige, N., D. Doer, V. Wille, M. Krüger & F. Bindrich (2011): Bestandsentwicklung der arktischen Wildgänse in NRW in den Winterhalbjahren 2004/05 bis 2009/10. *Charadrius* 47: 161-174.

Haase, P.; Langgemach, T.; Pester, H.; Schröter, H. (1999: Management von wandernden Wasservogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche) zum Schutze landwirtschaftlicher Kulturen in Brandenburg – Möglichkeiten und Grenzen. *Berichte zum Vogelschutz* 37: 69-84

Heinicke, T. (2008, Bearb.): *Wildlebende Gänse und Schwäne in Sachsen. Vorkommen, Verhalten, Management.* Broschüre, herausgegeben vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), 48 S.

Kreuzinger, J. (2002): „Gänsechäden in Rheinland-Pfalz“. Zusammenfassung, Bewertung, Lösungsmöglichkeiten Studie im Auftrag des Landesamts für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht in Oppenheim. In Zusammenarbeit mit der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland, Frankfurt/Main. 71 S. + Anhang.

Kruckenber, H.; Borbach-Jaene, J.; Südbeck, P. (2003): Die Europäische Bleßgans (*Anser a. albifrons*). In: Kruckenber, H.: (Bearb.): *Muster der Raumnutzung markierter Bleßgänse (*Anser albifrons albifrons*) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte.* Dissertation Universität Osnabrück: 10-15.

Kuijken, E.; Verscheure, C. (2008): Greater White-fronted Geese *Anser albifrons* and Pink-footed Geese *A. brachyrhynchus* wintering in Belgium: observations on interspecific relations. *Vogelwelt* 129: 185-190.

Kwak, R.; van der Jeugd, H.; Ebbinge, B. (2008): The new Dutch policy to accomodate wintering waterfowl. *Vogelwelt* 129: 134-140

LAG_VSW [Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten] (2007): *Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätze ausgewählter Vogelarten.* *Ber. Vogelschutz* 44: 151-153.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.

Landgesellschaft Sachsen-Anhalt mbH (2002): Agrarstrukturelle Entwicklungsplanung (AEP) Elbe I. Kap. 4.5.1 Leitprojekt: Wildgänsemanagement. Band 3, S. S. 160-180. Stand Dezember 2002. <http://www.die-altmark-mittendrin.de/index.php?id=119>, Abruf 10.10.2011.

Meßer, J.; Rovers, W.; Bernok, W. (2011): Auswirkungen von Bergsenkungen und Kiesabbau auf die winterlichen Wasservogelbestände in der Rheinaue Walsum. *Charadrius* 47 (1): 1-28.

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt (1994): Erlass „Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen durch Wildgänse“, Oktober 1994.

Mooij, J. H. (1993): Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westfalia / Germany. *Die Vogelwarte* 37: 55-77.

Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten

Spilling, E. (1998): Abschlussbericht zum Projekt: Raumnutzung überwinternder Wildgänse in der Elbtalaue: Wechselwirkungen zwischen Raumbedarf und anthropogener Raumbegrenzung. Universität Osnabrück, Fachbereich Biologie.

Spilling, E. (1999): Übersicht über die Weideschäden durch Gänse und andere Vögel in Deutschland und fachliche Anforderungen an die Schadensermittlung. *NNA-Berichte* 12 (3): 138-144.

Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 197-204.

Wendt W. (1999): Situationsbericht zur Gänseschadensproblematik aus Sachsen-Anhalt. *NNA-Ber. Schneverdingen. Vögel in der Kulturlandschaft – Gänseschadensmanagement in Deutschland*. 12. Jahrgang, Heft 3, S. 152-153.

Wille, V. (1999): Grenzen der Anpassungsfähigkeit überwinternder Wildgänse an anthropogene Nutzungen. Dissertation Universität Osnabrück. Cuvillier Verlag, Göttingen, 147 S.

1.44 Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*)

Schilfrohrsänger *Acrocephalus schoenobaenus* ID 121

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Schilfrohrsänger brüdet meist in niedriger Vegetation (bis 50 cm, selten höher) über Wasser oder trockenem Grund (BAUER et al. 2005b: 225). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Schilfrohrsänger nächtigen meist in dichter Kraut- oder Strauchschicht. Während der Brutpflege bleibt das Weibchen auf dem Nest (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991: 334). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Die Art besiedelt stark verlandete, nasse, aber nicht im Wasser stehende Vegetationszonen, die im Sommer trocken fallen können. Sie besiedelt häufig Großseggenriede, welche mit Büschen, Schilf und/ oder Rohrkolben durchzogen sind und kommt auch an schilfbestandenen Gräben zwischen Äckern, auf extrem feuchtem Grünland, an dicht bewachsenen Ufern von Fließgewässern und an vernässten Senken und Mulden vor. Der Schilfrohrsänger bevorzugt eine Mischvegetation aus Altschilf, Großseggen, Büschen und krautigen Pflanzen; reine Schilfbestände und kompakte Röhrichte werden gemieden. (BAUER et al. 2005: 224, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991: 326)
- Dichte Krautschicht (30-50 (-80) cm hoch) aus hohen Gräsern, Seggen, Brennnesseln usw., mit einzeln die Krautschicht überragenden Vertikalstrukturen (z.B. Kohldisteln, Schilf, vorjährige Brennnesseln usw.; optimale Halmdichte 40 Stück /m²) sowie Weiden,- Erlen- oder Birkengebüsche (nicht höher als 4 m) dienen als Bruthabitat (BAUER et al. 2005b: 224, 225, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991: 320).
- Das Nest wird oft auf Stängel gebaut oder ist mit diesen verwoben, selten ist es zwischen den Stängeln aufgehängt. Ein großer Teil der Männchen zeigt Brutortstreue (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991: 326).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Beschaffung von Aufzuchtfutter erfolgt im Umkreis von ca. 150 m vom Nest, bei gutem Nahrungsangebot auf kleinerer Fläche (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991: 334).

Maßnahmen

1. Anlage / Entwicklung von Röhricht – und Schilfbeständen (G3.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden Schilf- und Röhrichte mit Anteilen krautreicher Vegetation als Habitat für den Schilfrohrsänger optimiert oder entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde, Angler) zu achten.
- Idealerweise bereits vorhandene Röhrichtflächen oder (schmale) Ufersäume von Gewässern (Seen, Flusläufe, Wiesengräben).
- Aktuell für den Schilfrohrsänger suboptimale Ausprägung als Brutstandort (z.B. zu geringe Breite der Uferstreifen aufgrund angrenzender Mahd, Beweidung o.a.)
- Grundsätzliche standörtliche Voraussetzung für das Wachstum von Schilfröhricht vorhanden (v.a. ausreichende Bodenfeuchte, Wasserstandsschwankungen beachten).
- Wasserqualität beachten: Schilf verträgt keine zu hohen Nährstoffkonzentrationen.
- Vorhandensein von die Vegetation überragenden Strukturen (Weiden, Faulbäume o. andere Gebüsche nicht höher als 4m, ggf. Anpflanzung von einzelnen Gehölzen; BAUER et al. 2005b: 224).
- Idealerweise bereits vorhandene Krautschicht (HÖLZINGER 1999: 567).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Maßnahmen zur Förderung bestehender Röhrichte: a) Vernässung von bereits trocken gefallen oder ganzjährig von Austrocknung gefährdeten Röhrichten. b) Anlage von Schutzeinrichtungen für Röhrichte (z.B. Lahnungen zur Wellendämpfung, Treibgut-Schutzzäune, Sedimentfangkassetten: OSTENDORP 1993: 256). Bei vorhandenen, kleinen Röhrichtbeständen o. a. schmalen Ufersäumen, die ansonsten strukturell geeignet sind, Ausdehnung des Saumes auf eine Breite von mindestens 10m z.B. durch Einstellung der Mahd oder Auszäunung bei angrenzender Beweidung (DÜRR & SOHNS 2001: 161).
- Bei der Neuanlage von Schilf-Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000: 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z.B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993: 227, OSTENDORP 2009: 133 f.). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001: 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeufer-Röhrichten zeigten, dass sich Schilfklone unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001: 494 f.) Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und

landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Einhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z.B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o.J.), ausführliche Anleitungen, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

- Förderung einer dichten Krautschicht (hohe Gräser z.B. Rohrglanzgras, HÖLZINGER 1999: 567).
- Schilf-Röhrichtflächen sind so anzulegen, dass der Randbereich möglichst klein ausfällt (Große oder kreisförmige Flächen). Somit verringert sich das Prädationsrisiko, welches mit zunehmendem Abstand zum Schilfrand abnimmt (PASTINELLI & SCHIEGG 2012: 207).
- Auf eine ausreichende Deckung sowie Höhe des Röhrichtbestandes ist zu achten (Prädationsschutz, PASTINELLI & SCHIEGG 2012: 207).
- Bei Wiesengraben ist beidseitig ein Vegetationsstreifen von 5 m stehen zu lassen (DÜRR & SOHNS 2001: 161). Dieser ist im Abstand von nicht unter zwei Jahren wechselseitig im Spätherbst zu mähen, um einer Verbuschung vorzubeugen (DÜRR & SOHNS 2001: 161).
- Einrichtung einer Pufferzone um die Ufervegetation, in der kein Biozid- und Düngereinsatz stattfindet (BAUER et al. 2005b: 224).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Keine Mahd/ Rotationsmahd des Schilfröhrichts. Pflege der Böschungsvegetation von Wiesengraben im Abstand von nicht unter zwei Jahren (s.o.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Optimierung des Wasserstandes: Wirksam ab der nächsten Brutperiode.
- Erweiterung / Renaturierung von bestehenden Röhrichten: Wirksam innerhalb von 2 bis 5 Jahren. Schilf kann bei günstigen Bedingungen eine starke Ausbreitungsgeschwindigkeit zeigen.
- Neuanlage von Röhrichten: Die Dauer der Schilfentwicklung hängt von der Größe des Schilfbestandes ab. Im Gegensatz zu RUNGE et al. (2010: A158), die von einer kurzfristigen Wirksamkeit ausgehen (1-3 Jahre), ist nach LFU (2006: 19) mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung von kleineren Beständen wird eine Entwicklungsdauer von mind. 3-5 Jahren veranschlagt (LFU 2006: 19).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam (Erweiterung / Renaturierung schneller als Neuanlage).
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in BAUER et al. (2005b: 225), GRÜNEBERG et al. (2013: 340), HÖLZINGER (1999: 571), LANUV (o.J.), RUNGE et al. (2010:A157ff.) genannt.

- Untersuchungen zur Wirksamkeit von Maßnahmen an Röhrichtern in Bezug auf den Schilfrohrsänger liegen vor: DÜRR & SOHNS (2001: 156) konnten eine Zunahme von 1 auf 15 singende Männchen entlang von Wiesengräben, welche 2 Jahre nicht gemäht worden sind, verzeichnen. Sie konnten ebenfalls nach Rückgang der Beweidung innerhalb von 6-7 Jahren eine Zunahme von 10 auf 95 singende Männchen feststellen (ebd.: 157). An anderen Gräben konnten DÜRR & SOHNS (2001: 159) nach Einstellung der Böschungsmahd im Folgejahr eine Ansiedlung von 9 singenden Männchen, im zweiten Jahr 19 und im dritten Jahr 25 singende Männchen verzeichnen. TESCH et al. (2010) beschreiben die Besiedlung von Röhrichtern durch Schilfrohrsänger an der Unterweser bei Bremerhaven, die sich nach Ausdeichung und Nutzungseinstellung von den Grabenrändern her ausbreiteten.
- Da konkrete Wirksamkeitsbelege aus Rheinland-Pfalz zu Maßnahmen für die sehr seltene Art (1-5 BP nach RL RLP; SIMON et al. 2014) nicht vorliegen (die oben angeführten Belege stammen aus Nord- und Ostdeutschland), wird die Wirksamkeit trotz der Belege und der Plausibilität nur mit „hoch“ bewertet (im Vergleich zu RUNGE et al. (2010: A157ff), die die Maßnahmeneignung mit „sehr hoch“ bewerten).

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit: Für den Schilfrohrsänger bestehen mit der Pflege und Entwicklung von Röhricht – und Schilfbeständen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen. Aufgrund der Seltenheit der Art in Rheinland-Pfalz stellt die Planung von CEF-Maßnahmen eine Einzelfallentscheidung dar.

Quellen:

- Akers, P.; Allcorn, R. I. (2006): Reedbed creation through excavation of dry grassland and infilling of former gravel workings at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. Conservation Evidence 3: S. 94-95.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, S. 222-226.
- Dürr, T.; Sohns, G. (2001): Schutzmaßnahmen für den Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10: S. 154-161.
- Fiselius, B., Hemm, K.; Schäfer, C., Seip, S. (1995): Lebensraum Röhricht. Ökologische Bedeutung, Gefährdung, Schutz. Broschüre, herausgegeben vom Naturschutzzentrum Hessen und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie. Wetzlar, 36 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12 / 1. Passeriformes (3. Teil): Sylviidae - Zweigsänger, Seidensänger, Schwirle, Spötter. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 291-340.
- Grüneberg, C.; Sudmann, S. R.; Weiss, J.; Jörges, M.; König, H.; Laske, V.; Schmitz, M.; Skibbe, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV (Hrsg.): S. 454-455.
- Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. RSPB, Sandy, UK.
- Herrmann, B.; Seidel, V.; Schwarz, A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. Limnologie aktuell 5: S. 207-216.
- Hölzinger, J. (1999): Die Vögel Baden-Württembergs. Singvögel Bd. 3.1.: S. 398-410.
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): S.129-139.
- Kümmerlin, R. E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. Limnologie aktuell 5: S. 217-227.
- LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: <http://www.naturschutzzentrum-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/kurzbeschreibung/103105>. Abruf 09.12.2015.
- LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.

- ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. <http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html>, Abruf 28.4.2011.
- Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280
- Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.
- Pastinelli, G., Schiegg, K. (2012): Die Bedeutung kleiner Feuchtgebiete für den Artenschutz: Synthese einer Populationsstudie an der Rohammer *Emberiza schoeniclus*. In: Der Ornithologische Beobachter / Band 109 / Heft 3: S. 201-220.
- Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.
- RSPB [Royal Society for the Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife – a practical manual. RSPB, Bedfordshire, UK.
- Runge, H., Reich, M., Simon, M., Louis, H. (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht: Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010).
- Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotop. Vogel und Umwelt 5: S.137-141.
- Simon, L.; Braun, M.; Grunwald, T.; Heyne, K.-H.; Isselbacher, T.; Werner, M. (2014): Rote Liste Brutvögel Rheinland-Pfalz. Hrsg. MULEWF, Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz. <http://www.luwg.rlp.de/icc/luwg/med/97b/97b301db-5458-a941-6179-e5370defa5a2,11111111-1111-1111-1111-111111111111.pdf>, Abruf 1.6.2016
- Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): S. 197-204.
- White, G.J., & Gilbert, J.C. (eds) (2003): Habitat creation handbook for the minerals industry. RSPB, Sandy, UK.
- Wichtmann, W.; Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentieranlage Biesbrow (Randow-Welse-Flußmoor). In Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 492-497.

1.45 Schleiereule (*Tyto alba*)

Schleiereule *Tyto alba* ID 48

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Schleiereule brütet in der Regel in dunklen, geräumigen Nischen / Höhlen innerhalb von Gebäuden (z. B. in Dachböden oder Türmen von Kirchen, Scheunen, Schuppen etc.), wo oft auch Nistkästen angenommen werden. Der Brutplatz wird meist über mehrere Jahre beibehalten. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Nistplatzes statt. Als Fortpflanzungsstätte werden daher der besetzte Brutplatz und dessen unmittelbare Umgebung (gesamtes Gebäude bzw. der entsprechende Raum des Gebäudes) angesehen. Eine konkrete Abgrenzung essenzieller Nahrungshabitate ist für die Schleiereule in der Regel aufgrund ihres großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Habitattypen nicht erforderlich.

Ruhestätte: Neben dem Nistplatz werden als Tageseinstand weitere Nischen meist in unmittelbarer Umgebung zum Nistplatz sowie ggf. deckungsreiche Baumgruppen genutzt. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Regel in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Gebäude mit geeigneten Nischen / Nistkästen als Brutplatz
- Offene, strukturierte Kulturlandschaft im Umkreis des Brutplatzes mit Grünland, Brachen, Grenzlinien als Nahrungshabitat.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

- Die Schleiereule zeigt starke Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von der Winterhärte und dem verfügbaren Nahrungsangebot (v. a. Feldmaus, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 116/ 125). In schneereichen, kalten Wintern haben Vögel als Nahrungsquelle eine wichtige Bedeutung. Neben Maßnahmen, die das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern erhöhen (Anlage von Extensiv-Grünland, Entwicklung von Extensivacker und Brachen), wirken hier auch Strukturen positiv, die als Übernachtungsplätze für Kleinvögel geeignet sind (Hecken u. a., Entwicklung von Extensivacker und Brachen).
- Da Schleiereulenvorkommen oft auf / bei landwirtschaftlichen Betrieben liegen, ist für den Maßnahmen Erfolg in der Regel eine Zusammenarbeit mit dem betreffenden Landwirt erforderlich. Weiterhin werden Vorkommen oft von Einzelpersonen / Gruppen betreut, die an der Maßnahmenkonzeption ebenfalls beteiligt werden sollten.

Maßnahmen

1. Optimierung des Angebotes von Nistmöglichkeiten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Schleiereule brütet in dunklen, geräumigen Nischen / Höhlen meist innerhalb von Gebäuden. Durch das Öffnen von Einflugmöglichkeiten in unzugänglichen, ansonsten geeigneten Räumen und / oder das Anbringen von artspezifischen Nistkästen werden der Schleiereule neue Brutmöglichkeiten angeboten, wenn diese limitierender Faktor sind.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Geeignete Gebäude / Räume (Kirchtürme, Scheunen, Dachstühle etc.), idealerweise innerhalb desselben Gebäudekomplexes wie der betroffene Brutplatz.
- Idealerweise im Umfeld bis 500 m, max. bis 1000 m Vorkommen geeigneter Nahrungshabitate (je näher desto besser; innerhalb von 500 (-1000) m Radius zum Brutplatz kann normalerweise eine Nahrungssuche der Schleiereule erwartet werden, nur bei suboptimalen Bedingungen werden auch größere Distanzen zurückgelegt: an JONG 2006, WUNDKTE & SCHNEIDER 2003, MEBS & SCHERZINGER 2000 S. 117, SCHNEIDER 1997 S. 9).
- Katzen- und mardersichere Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Öffnen von mind. 1 Einflugmöglichkeit zu einem vorher verschlossenen Raum (z. B. Anbringen einer Dachluke oder Entfernen von gegen Tauben vergitterte Kirchtürme). Einflugöffnung mind. 18 cm hoch, 12 cm breit (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 131). Sofern keine geeigneten Nischen im Raum vorhanden bzw. zur Verhinderung von Verschmutzungen Anbringung mind. von 1 artspezifisch geeigneten Nistkästen.
- Artspezifische Nistkästen weisen mind. folgende Maße auf: Länge 100 cm, Breite 70 cm, Höhe 70 cm (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 74), idealerweise > Länge 120 cm, Breite 80 cm, Höhe 70 cm (www.schleiereulen.de, DIEHL 2006). Es ist empfehlenswert, den Einschluß ca. 30 cm über dem Boden einzurichten, damit die Jungeulen nicht zu früh den Eingang erreichen können und u. U. abstürzen. Wenn möglich (jedoch aufwändiger), Bau von Bretterverschlagen (mit Brettern abgegrenzte kleine Räume) mit 2-4 qm Grundfläche und > 2 m Höhe (DIEHL 2006). Kleinere Kastenmaße mit 100 cm Länge, 50 cm Breite und 50 cm Höhe, die teilweise auch im Fachhandel erhältlich sind, werden zwar auch erfolgreich angenommen, entsprechen aber nicht dem Platzbedarf junger Schleiereulen (DIEHL 2006, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 252) und sollen daher im Regelfall nicht verwendet werden.
- Kasten mit etwas Sägespäne, Gehölzhäckselgut o. a. auslegen, damit die Eier nicht umherrollen.
- Die Anbringung soll von fachkundigen Personen vorgenommen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegedauer: Alle 2-3 Jahre sind die Nistkästen auf Funktionstüchtigkeit zu überprüfen, vor allem aus kleineren Kästen sind im Herbst viel angehäuften Gewölle und Beutereste zu entfernen. Nach der Entleerung Einbringen von grobem Sägemehl, Hobelspänen, Gehölzhäckselgut oder einen Teil des Nistmulms im Kasten belassen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Tauben können durch Einbau einer Zwischenwand zwischen der seitlich angebrachten Einflugöffnung und dem Brutraum abgeschreckt werden. Dadurch wird der Brutraum verdunkelt, was von den Eulen bevorzugt, von Tauben gemieden wird (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 131).
- Sofern vorhanden, können als umfangreichere Maßnahme auch neue Brutmöglichkeiten durch Umbau von alten Trafohäusern o. a. (für mehrere Arten) entstehen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Teilweise können jedoch Jahre vergehen, bis neu aufgehängte Kästen angenommen werden, wenn Niststandorte kein limitierender Faktor sind oder andere Faktoren eine Ansiedlung der Schleiereule verhindern oder verzögern. Um den Eulen eine Eingewöhnung zu ermöglichen, ist jedoch eine Vorlaufzeit von mind. 1 Jahr zu veranschlagen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig einsetzbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Die Annahme von Nistkästen durch die Schleiereule ist zahlreich belegt (z. B. BAUER et al. 2005, MEBS & SCHERZINGER 2000, PREUSCH & EDELMANN 2010) und kann als gesichert gelten. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Anlage von Extensiv-Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung: Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Schleiereule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihr einen Zugriff auf die Nahrungstiere, meist Wühlmäuse, ermöglichen (ARLETTAZ et al. 2010, SCHNEIDER 1997, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Schleiereule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Im Regelfall im Umkreis < 500 m zum Brutplatz, da Schleiereulen insbesondere während der Brutphase auf Jagdgebiete in Nistplatznähe angewiesen sind (SCHNEIDER 1997, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003).
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung von Extensivacker und Brachen und Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften, Strukturierung von Waldrändern). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRA & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 3-5 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg. (Mahdturnus zum Vergleich: 10-30 Tage Steinkauz, 2-4 Wochen Waldohreule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfang kurze Vegetation.)
 - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere der Schleiereule zu erhöhen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanzpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Ergebnisse von ARLETTAZ et al. (2010), SCHNEIDER (1997) und WUNDTKE & SCHNEIDER (2003) weisen auf die Bedeutung der Zugänglichkeit zu Nahrungstieren (kurzrasige Bereiche in der Nähe zu Grenzlinien) für die Nahrungssuche der Schleiereule hin. Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen für die Mäusejäger Turmfalke und Waldohreule, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. Die Schaffung kurzrasiger Bereiche benachbart zu kleinsäugereichen, höherwüchsigen Beständen wird vom Typ her von ARLETTAZ et al. (2010) für die Schleiereule empfohlen. Für Waldohreule und Turmfalke mit ähnlicher Ernährungsweise beschreiben ASCHWANDEN et al. (2005) eine hohe Wirksamkeit. Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Extensivacker (O2.13) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Schleiereule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Schleiereule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Im Regelfall im Umkreis < 500 m zum Brutplatz, da Schleiereulen insbesondere während der Brutphase auf Jagdgebiete in Nistplatznähe angewiesen sind (SCHNEIDER 1997, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003).

- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten mit Mangel an Grünland
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paaren
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Anlage von Extensiv-Grünland und Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften, Strukturierung von Waldrändern). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebene Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie die Schleiereule. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme: Anlage von Extensivgrünland, möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
 - Für die Hellwegbehörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanzpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Regelmäßige Pflege, entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch die Schleiereule zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- ARLETTAZ et al. (2010) sowie WUNDTKE & SCHNEIDER (2003) wiesen nach, dass Brachen besonders kleinsäugerreiche Habitats sind. Die telemetrierten Schleiereulen nutzten die Brachen jedoch nur unterdurchschnittlich, da durch die hohe und dichte Vegetation die Zugriffsmöglichkeit erschwert war. ARLETTAZ et al. (2010) empfehlen daher in Anlehnung an Untersuchungen zu Waldohreule und Turmfalke (ASCHWANDEN et al. 2005), dass in der Fläche oder benachbart kurzrasige Streifen angelegt werden. Für diese Bestände kann von einer günstigen Eignung als Nahrungshabitat ausgegangen werden (ebd.), ebenso wie für lückige, „ökologisch“ bewirtschaftete Getreideschläge (WUNDTKE & SCHNEIDER 2003). SCHNEIDER (1997) weist weiterhin auf die Bedeutung der Winterstoppel für die Schleiereule hin, ebenso HÖTKER et al. (2004) für andere mäusejagende Vögel. BRABAND et al. (2006 S. 155 ff.) fanden im Kreis Soest eine hohe Dichte von Kleinnagern und Kleinvögeln (potenzielle Beutetiere der Schleiereule) in entsprechenden Maßnahmenflächen und eine häufigere Nahrungssuche von Greifvögeln in den Flächen im Vergleich zu konventionell bewirtschaftetem Getreide.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften, Strukturierung von Waldrändern (O3, W4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Schleiereule jagt oft entlang von Waldrändern o. a. Grenzlinien. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitats für die Schleiereule, indem für ihre Nahrungstiere (v. a. Kleinnager, ferner Kleinvögel) günstige Strukturen mit Grenzlinien (z. B. Hecken, Waldrandgestaltung) geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Schleiereule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitats nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2-5 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 1 km) im Aktionsraum empfohlen, je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr (möglich in Kombination mit Anlage von Extensiv-Grünland und Entwicklung von Extensivacker und Brachen).
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für die Schleiereule relevanten Nahrungstieren (v. a. Kleinsäuger):
- Anlage und Pflege von Hecken: Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Gras-/Krautstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder der Schleiereule durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigten Wegen oder auf Straßen, Eisenbahntrassen zulaufend o. a.).
- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitäräumen: Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Gras-/Krautstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitäräume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubböhlzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen mit Mahdgutabtransport.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst“. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August, Abtransport des Mahdgutes. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.
- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht mit hohen Baumreihen o. a.
- Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (v. a. Besiedlung durch Kleinnager als Hauptbeutetiere der Schleiereule).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahmen sind kurzfristig wirksam. Der Maßnahmentyp (Strukturierung von Offenland) wird von BAUER et al. (2005, S. 694) für die Schleiereule empfohlen. (Weitere) Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor, die Maßnahme ist jedoch von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Schleiereule besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Arlettaz, R.; Krähenbühl, M.; Almasi, B.; Roulin, A.; Schaub, M. (2010): Wildflower areas within revitalized agriculture matrices boost small mammals populations but not breeding Barn Owls. *Journal für Ornithologie* 151 (3): 553-564.

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bosshard, A. (2000): Blumenreiche Heuwiesen aus Ackerland und Intensiv-Wiesen. Eine Anleitung zur Renaturierung in der landwirtschaftlichen Praxis. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32 (6): 161-171.

Braband, D.; Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlussbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Diehl, O. (2006): ute Tradition kritisch gesehen: Mehr Platz für junge Schleiereulen. *Der Falke* 53: 390-393.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)

Jong, J. de (2006): Populationsentwicklung der Schleiereule (*Tyto alba*) in den Niederlanden und bestandsbeeinflussende Faktoren (1970-2002). In: Stubbe, M. & Stubbe, A. (Hrsg.): *Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten* 5: 513-527

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): *Taschenbuch für Vogelschutz*. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Hötter, H.; Jeromin, K.; Rahmann, G.: Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. *Landbauforschung Völknerode* 4 (54): 251-260.

- Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.
- Kretschmer, P. (2005): Tödliche Falle für Greifvögel - Frisch abgeerntete Rapsfelder gefährden Bussarde und Falken. *Flieg und Flatter*. Aktuelles aus der Vogelschutzware, Ausgabe 12/2005: 10.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrnrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstgung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011
- Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B.; Blum, H. (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. *Ornithologischer Beobachter* 83: 7-34.
- Preusch, M. R.; Edelmann, J. (2010): Populationsdynamik von Turmfalke (*Falco tinnunculus*) und Schleiereule (*Tyto alba*) auf einer gemeinsamen Probefläche im Kraichgau (Südwestdeutschland). *Vogelwarte* 48: 33-41
- Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte ANL* 16: 123-160
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011
- Schneider, R. (1997): Die Integration des Schleiereulenschutzes in ein Konzept nachhaltiger Landwirtschaft, Beispiele aus Brandenburg. *Eulen-Rundblick* 46: 3-10.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81
- Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule *Tyto alba*. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): *Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.
- www.schleiereulen.de, Abruf 15.3.2011

1.46 Schnatterente (*Anas strepera*)

Schnatterente *Anas strepera* ID 49

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Schnatterente legt ihre Nester in dichter Vegetation auf Inseln oder im direkten Umfeld von flachen Gewässern an, die sie als Nahrungsraum nutzt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990, S. 334). Die Schnatterente bevorzugt möglichst trockene, erhöht liegende und dicht bewachsene Standorte. Das Nest wird in jedem Jahr neu angelegt, wobei sich der brutzeitliche Aufenthaltsort in aufeinander folgenden Jahren weitgehend decken kann (GATES 1962). Da die Jungvögel Nestflüchter sind, ist das engere Umfeld mit den, nach dem Schlüpfen zur Jungenaufzucht notwendigen Strukturen der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den Bereich der Nestanlage und den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flüggerwerden der Jungtiere.

Ruhestätte: Während der Brutzeit sind die Ruhestätten in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Nach der Brutzeit (hauptsächlich im Juli und August) macht die Schnatterente ihre Vollmauser durch und ist in dieser Zeit flugunfähig. Die Vorkommen sind dann auf relativ kleinflächige Areale beschränkt und gleichzeitig stark auf Gebiete ohne Störungen angewiesen. Die Schnatterenten sind dann gesellig und bilden große Schwärme. Diese traditionellen Rastplätze sind als Ruhestätten abzugrenzen und setzen sich aus dem (Flach-) Gewässer und dessen Ufer zusammen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- ~~Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen.~~

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Schnatterenten brüten an seichten, stehenden bis langsam fließenden eutrophen Binnengewässern (BAUER et al. 2005 S. 86). In NRW kommt die Schnatterente vor allem an Altarmen, Altwässern, Rieselfeldern, Fischteichen, Landwehren und Gräben mit geringer Strömung in Feuchtgrünlandbereichen sowie auf Abtragungsgewässern vor (KLEIN 1980, MUNLV 2007, SUDFELDT in NWO 2002, SUDMANN et al. 2012).
- Der Raumbedarf zur Brutzeit wird von FLADE (1994) mit < 5 bis > 10 ha angegeben.
- Eine geringe Tiefe des Gewässers ist von entscheidender Bedeutung, da die Schnatterente als Gründelente nur in flachem Wasser die submerse Vegetation erreichen kann. Die Nahrungssuche erfolgt vorwiegend seihend. Sie fressen überwiegend pflanzliche Kost.
- Ein wichtiges Habitatelement für die Nestanlage ist eine dichte Ufervegetation auf erhöhten trockenen Standorten, an denen das Nest versteckt werden kann. Kleine, dicht bewachsene Inseln (hohes Gras, Brennnessel- oder Distelfluren) werden oft in großer Konzentration von Schnatterenten zur Brut angenommen (RUTSCHKE 1990, WILLMS & CRAWFORD 1989), da der Prädationsdruck hier weniger stark ausgebildet ist und menschliche Störungen im Allgemeinen geringer sind. Da solche Inseln in NRW selten sind, brütet die Schnatterente hier in dicht bewachsenen Uferstreifen (Hochstaudenfluren, Gehölze, Röhrichte; SUDMANN et al. 2012).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

Die im Folgenden beschriebenen Maßnahmen beziehen sich auf Brutvögel, für die Rastvögel siehe gesondertes Formblatt

1. Entwicklung von Habitaten in Grünlandgebieten (G4, O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Viele ehemalige Feuchtgebiete wie Niedermoore und Auen werden seit Langem durch Gräben, Drainagen und Pumpen entwässert, sodass Flachgewässer kaum noch zu finden sind. Grünlandkomplexe, die von Gräben durchzogen werden, werden häufig bis an die Gewässer heran intensiv genutzt. Reliktgewässer haben häufig nur einen schmalen ungenutzten Uferstreifen. In diesen Niederungen fehlen der Schnatterente die flachen Gewässer zur Nahrungssuche und/oder vegetationsreiche höher gelegene Uferstreifen für die Brut. Der begrenzende Faktor zur Besiedlung ist somit ein artgerechter Wasserstand sowie ein ausreichendes Angebot an trockenen, dicht mit Gräsern oder Stauden bewachsenen Brutplätzen.

Zur Förderung oder Wiederansiedlung der Schnatterente in grabendurchzogenen Grünlandkomplexen oder ehemaligen Feuchtgebieten sind in der Regel eine Wiedervernässung der Flächen sowie die Angleichung der hydrologischen Verhältnisse an einen naturnahen Zustand zielführend. Je nach lokalen Gegebenheiten und aktueller Nutzung der Gebiete können vorhandene Gräben geschlossen oder mit Stauanlagen versehen werden. Dabei sollte ein naturnaher Wasserstand bzw. eine naturnahe Dynamik angestrebt werden. Ausreichend breite Uferstreifen müssen vor und während der Brutzeit ungenutzt bleiben, sodass sich dort eine dichte Vegetation entwickeln kann.

Die Anhebung des Wasserstandes schafft die Voraussetzung für geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die Schnatterente. Soweit keine flachen Gewässer oder ein Relief aus Kuppen und Senken vorhanden ist, müssen zusätzlich künstliche Senken angelegt werden, damit flache Gewässer als Nahrungsgebiet während Brut und Jungenaufzucht zur Verfügung stehen. Bei der Gestaltung dieser Maßnahmen sollten nach Möglichkeit hinreichend hoch gelegene, trockene Inseln angelegt werden, die von der Art zur Brut bevorzugt werden.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger mit frei laufenden Hunden etc.) zu achten.
- Großflächige Offen- bis Halboffenland-Standorte mit Potenzial zu einer Wiedervernässung (z. B. vorhandene Drainagen oder Gräben). Geeignete Standorte sind im Winterhalbjahr bzw. aus bei Hochwasser aufgenommenen Luftbildern gut zu identifizieren (vegetationslose oder nasse Stellen im Grünland oder Acker).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Die Schnatterente benötigt ein großes, flaches Gewässer (Stillgewässer, Grabennetz) mit Wasserpflanzen zur Nahrungssuche und eine dichte Ufervegetation auf trockenem Grund für den Nistplatz. Diese beiden Elemente müssen in enger Verzahnung vorhanden sein.
- Der Wasserstand sollte so geregelt werden, dass die Brutplätze nicht überflutet werden können.
- Bei flachem Relief ggf. Schaffung künstlicher Senken / Flachgewässer durch Abschieben des Oberbodens. Modellerte Geländeoberflächen müssen flache Bereiche für die gründelnde Schnatterente sowie trockene Nistmöglichkeiten aufweisen. Gut geeignet sind hoch gelegene Inseln, da diese gerne als Nistplätze gewählt werden (LOKEMOEN et al. 1984).
- Die Ufervegetation (mind. 5 m Breite) sollte vor Abschluss der Jungenaufzucht nicht gemäht oder beweidet werden, damit die Schnatterenten dort im hohen Gras, in Brennnessel- oder Distelherden versteckt ihre Nester anlegen und Verluste durch Mahd oder Beweidung (GILBERT et al. 1996) vermieden werden (ggf. Auszäunung des Ufers).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Sicherung bzw. Kontrolle der Wasserstände muss gegeben sein.
- Flache Gewässer unterliegen einer raschen Verlandung und müssen gegebenenfalls gelegentlich geräumt werden. Eine sommerliche Beweidung ab August verzögert die Verlandung deutlich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Notwendige Grabenräumungen und andere Gewässerunterhaltungen sind außerhalb der Brutzeit der Schnatterente durchzuführen, also außerhalb der Zeitspanne von April bis August.
- In Gebieten mit Vorkommen von Wiesenlimikolen sind die Maßnahmen an deren Habitatanforderungen anzupassen und mit der Gebietsbetreuung abzustimmen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Dauer bis zur Wirksamkeit der Maßnahme hängt vor allem vom aktuellen Vorkommen der biotoptypischen Pflanzen in der unmittelbaren Umgebung und damit der Geschwindigkeit der Besiedlung der neu geschaffenen Flächen durch Pflanzen ab, die sich als Nahrung (Laichkräuter und Gräser) für die Schnatterente eignen, sowie von der Lage im räumlichen Zusammenhang zu anderen besiedelten Feuchtgebieten. Unter günstigen Ausgangsbedingungen ist die Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren erreicht.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind auf geeigneten Flächen kurzfristig entwickelbar.
- Wieder- / Dauervernässungen werden von BAUER et al. (2005 S. 86) für die Schnatterente empfohlen. In der Lunderer Niederung (südlich Friedrichstadt, Schleswig-Holstein) fand 1999 auf ca. 320 ha des fast verlandeten Mötjensees eine Wasserstandsanhhebung um 30-50 cm statt, die angrenzenden Grünlandflächen wurden extensiv bewirtschaftet. 2001 konnte erstmals die Schnatterente als Brutvogel nachgewiesen werden (GLOE 2002). (Weitere) wissenschaftliche Untersuchungen liegen nicht vor.
- Die Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen) _____

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art hoch mittel gering

Entwickelbarkeit der Strukturen kurzfristig mittelfristig langfristig

Belege / Plausibilität hoch mittel gering

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von Habitaten in ehemaligen Altarmen und Altwässern (G5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Viele der ehemaligen Altwässer und Altarme wurden durch den Bau von Dämmen von ihrem Fluss abgeschnitten und haben somit ihre natürliche Dynamik verloren und verlanden zunehmend. In diesen Bereichen fehlen heute oftmals die nicht austrocknenden flachen Gewässer, die die Schnatterente zur Nahrungssuche benötigt, da die abgedeckten Flächen in der Regel entwässert werden und/oder die flachen Gewässer infolge fehlender Dynamik der Flussaue verlandet sind. Limitierende Faktoren zur Besiedlung sind somit der Wasserstand und/oder das Vorhandensein flacher Gewässer.

Maßnahmen in ehemaligen Altarmen und Altwässern bestehen daher aus einer Wiedervernässung der Flächen, ggf. auch dem Anschluss an die natürliche Fließgewässerdynamik sowie der Anlage flacher, während der Brutzeit wasserführender Senken. Eine Wiedervernässung kann erreicht werden, durch eine Verringerung der Entwässerung oder durch Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushalts durch Wiederanschluss der Aue an das Fließgewässer. Eine Verringerung der Entwässerung von Auen kann in der Regel durch Schöpfwerke bzw. Siele gesteuert werden. Der Anschluss an das Fließgewässer kann durch einen Durchlass in dem Deich/Damm mittels eines Sieles oder – im naturschutzfachlich günstigsten Fall – durch eine Rückverlegung des Deiches oder Dammes erfolgen. Im letzten Fall wird die natürliche Dynamik des Flusses vollumfänglich wieder zugelassen.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Großflächige Offen- bis Halboffenland-Standorte in einer Aue mit Potenzial zu einer Wiedervernässung (z. B. vorhandene Drainagen oder Gräben). Geeignete Standorte sind im Winterhalbjahr bzw. aus bei Hochwasser aufgenommenen Luftbildern gut zu identifizieren (vegetationslose oder nasse Stellen im Grünland oder Acker).
- Das Gebiet muss Senken oder Altarme aufweisen oder sie müssen künstlich geschaffen werden, sodass sich flache Gewässer bilden, die tief genug sind, auch im Sommer Wasser zu führen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Die Schnatterente benötigt ein großes, flaches Gewässer mit Wasserpflanzen zur Nahrungssuche oder ein dichtes Netz aus Gräben und eine dichte Ufervegetation aus langem Gras oder Stauden für die Nestanlage. Diese beiden Elemente müssen eng verzahnt vorhanden sein.
- Verlandete Altarme müssen zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit eventuell geräumt oder teilgeräumt werden. Zur Sicherstellung des Nahrungshabitats eignet sich auch die Anlage flacher Senken in der Aue (vgl. Entwicklung von Habitaten in Grünlandgebieten), die während der Brutzeit Wasser führen. Um eine hinreichende Deckung während der Brutzeit zu gewährleisten, dürfen Uferstreifen (mind. 5 m Breite) der Gewässer vor und während der Brutzeit nicht gemäht oder beweidet werden (ggf. Auszäunung). Da flache Senken insbesondere in nährstoffreichen Auen zu einer raschen Verlandung tendieren, müssen sie entweder nach Abschluss der Brutzeit in eine Beweidung einbezogen werden (verhindert die Ausbreitung von Röhrichten) oder in regelmäßigen Abständen geräumt bzw. neu angelegt werden.
- Modellerte Wasserflächen müssen flache Bereiche für die gründelnde Schnatterente besitzen und trockene Nistgelegenheiten bieten. Von besonderer Bedeutung sind Inseln in flachen Gewässern, da diese in hohen Dichten als Nistplatz gewählt werden und einen hohen Bruterfolg gewähren (DUEBBERT 1966).
- Zur Renaturierung von Fließgewässern vgl. „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Notwendige Gewässerunterhaltungen sind außerhalb der Brutzeit der Schnatterente (April bis August) durchzuführen. Eine Einbeziehung der Uferstreifen und flachen Senken in die Beweidung darf erst nach Abschluss der Brutzeit erfolgen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- In der Regel wird die Wirksamkeit der Maßnahme innerhalb bis zu 5 Jahren erreicht, da die Schnatterente keine besonderen Ansprüche an Strukturen mit langer Entwicklungsdauer stellt. Hochwüchsige Gras- und Staudenbestände zur Deckung etablieren sich meist innerhalb von 1 bis 2 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Wirksamkeitsbelege und gezielte wissenschaftliche Untersuchungen zur Auswirkung von Fließgewässer-Renaturierungen auf den Bestand der Schnatterente sind nicht vorhanden. Grundsätzlich werden jedoch Altarme und Altwässer von Enten verschiedener Arten aufgrund ihrer Lebensstrategie rasch angenommen und als Brutplatz gewählt.
- Die Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Verbesserung der Eignung von Gewässern (Brutplatz) (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wenn Gewässer eine geringe Siedlungsdichte der Schnatterente aufweisen, obwohl große, flache Bereiche zur Nahrungssuche vorhanden sind, kann der geringe Bestand an dem Fehlen von geeigneten Brutplätzen liegen. Als geeignet sind Brutplätze anzusehen, wenn sie eine dichte Vegetation aus Gräsern und Stauden aufweisen, auf trockenem Grund liegen, für Bodenprädatoren (Säugetiere) schwer zugänglich und frei von Störungen sind. Diese vier Elemente finden sich häufig in optimaler Ausprägung auf Inseln im Brutgewässer. Die Schnatterente kann unter diesen Umständen in hoher Dichte brüten (DUEBBERT 1966).

Eine Förderung kann somit durch Schaffung von Brutinseln in geeigneten Gewässern (auch anthropogenen Gewässern wie Klärteiche, Rieselfelder) erzielt werden, selbst wenn diese schon besiedelt sind. Die Größe der Inseln und ihre Gestaltung müssen der Größe und der Tiefe des Gewässers angepasst sein. Inseln können durch Aufschüttung, Abgrabung von Uferbereichen unter Aussparung der Inseln geschaffen werden. Die Gestaltung von Inseln durch Aufschüttung in einem Gewässer sollte, wegen des starken Eingriffs nur unternommen werden, wenn das Gebiet dadurch insgesamt eine Aufwertung aus Naturschutzsicht erfährt.

Die Maßnahme schafft geeignete Bruthabitate für die Schnatterente an einem bestehenden Flachgewässer bzw. führt zu einem starken Anstieg der Siedlungsdichte der Schnatterente in einem besiedelten Gebiet.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Angelsport, Wassersport, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Das Gewässer muss durch die Ausbildung von Flachwasserbereichen prinzipiell für die Schnatterente geeignet bzw. bereits von ihr mit geringer Dichte besiedelt sein.
- Die Gestaltung von Inseln muss von der Topographie und der Tiefe des Gewässers her möglich sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Zur Anlage von Inseln geeignet sind große, flache Gewässer, die durch eine ausgeprägte Unterwasservegetation hinreichend Nahrungsmöglichkeiten bieten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Pflege nach Bedarf: Die Brutplätze im Uferstreifen der Inseln benötigen prinzipiell keine wiederkehrenden Maßnahmen zur Aufrechterhaltung der Funktion. Langfristig ist allerdings eine Bewaldung der Insel durch Pflegemaßnahme (Mäheinsatz oder Beweidung außerhalb der Brutzeit) zu verhindern. Ggf. jährliche Pflegemaßnahmen in Abhängigkeit vom Nährstoffeintrag und dem Gehölzaufwuchs.
- Flache Gewässer unterliegen grundsätzlich einer raschen Verlandung und müssen ggf. gelegentlich geräumt werden. Eine sommerliche Beweidung verzögert die Verlandung deutlich. Eine Beweidung der Insel darf erst nach Abschluss der Brutzeit erfolgen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Je weiter die Entfernung der Insel zum Festland ist, desto geringer ist die Gefährdung durch Bodenprädatoren (Säugetiere).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Dauer bis zur Wirksamkeit der Maßnahme ist abhängig von den lokalen Gegebenheiten und dem aktuellen Bestand von Schnatterenten im Gewässer bzw. der nächsten Umgebung. Unter günstigen Bedingungen ist die Wirksamkeit der Maßnahme zur Förderung des Brutplatzes auf Inseln innerhalb von bis zu 2 Jahren erreicht, da die Schnatterente zur erfolgreichen Brut eine dichte (unspezifische) Vegetation z. B. aus Gras, Brennnesseln oder Disteln zur Deckung benötigt, die sich rasch am Ufer entwickelt.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Maßnahme ist von der Artökologie her plausibel. Es liegen zahlreiche Beobachtungen von erfolgreichen Bruten auf Inseln vor (z.B. BERNDT et al. 2002, DUEBBERT 1966, RUTSCHKE 1990).
- Die Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Schnatterente bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Bauer, K.M.; & Glutz von (1990): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 2: Anseriformes 1. Teil. 2. Aufl. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Bauer, H.G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Band 1, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.

Berndt R.K., B. Koop & B. Struwe-Juhl (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.

Duebber, H.F. (1966): Island nesting of the Gadwell in North Dakota. The Wilson Bulletin Vol. 78, No. 1, 12-25.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.

Gates, J.M.; (1962): Breeding biology of the Gadwell in Northern Utah. The Wilson Bulletin Vol. 74, No. 1, 43-67.

Gilbert, D.W.; Anderson, D.R.; Ringelman, J.K.; Szymczak, M.R. (1996): Response of nesting ducks to habitat and management on the Monte Vista National Wildlife Refuge, Colorado. Wildlife Monographs No. 131, 3-44.

Gloe, P. (2002): Zur Vogelwelt der Lundener Niederung im Westen Schleswig-Holsteins vor und nach der Wiedervernässung des Mötjensees. Corax 19: 67-92

Klein, H.P. (1980): Erster gesicherter Brutnachweis der Schnatterente (*Anas strepera*) in Nordrhein-Westfalen. Charadrius 16: 88-90.

Lokemoen, J.T.; Duebber, H.F.; Sharp, D.E., (1984): Nest Spacing, Habitat Selection, and Behavior of Waterfowl on Miller Lake Island, North Dakota. The Journal of Wildlife Management, Vol. 48, No. 2, 309-321.

MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen. Düsseldorf, 257 S.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Rutschke, E. (1990): Die Wildenten Europas. Biologie – Ökologie – Verhalten. Aula-Verlag, Wiesbaden, 368 S.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

Willms, M.A.; Crawford, R.D. (1989): Use of Earthen Islands by Nesting Ducks in North Dakota. The Journal of Wildlife Management, Vol. 53, No. 2, 411-417.

1.47 Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*)

Schwarzkehlchen *Saxicola torquata* ID 50

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Das Schwarzkehlchen baut sein Nest meist in einer kleinen Vertiefung am Boden, nach oben durch die Krautschicht gut abgeschirmt, bevorzugt an kleinen Böschungen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Brutortstreue ist in der Regel hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005 S. 398), wegen natürlicher Habitatveränderungen (Sukzession) in bestimmten Lebensräumen kommt es jedoch auch zu Umsiedlungen. Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Das Schwarzkehlchen ruht in dichter Vegetation im Revier (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 488). Nach dem Ausfliegen werden die Jungen vom Männchen zu einem gemeinsamen Schlafplatz, meist in Nestnähe, geführt (ebd. S. 496). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Offenes, vorwiegend gut besonntes und trockenes Gelände mit flächendeckender, nicht zu dichter Vegetation und meist bis zu 2 m (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 489) hohen Ansitzwarten wie einzelnen Büschen, Stauden, Pfählen (Nahrungserwerb) und Böschungen, oder Grabenkanten mit Grasbulten o. a. dichter krautiger Vegetation (Nestanlage). Locker stehende höhere Bäume werden toleriert (BAUER et al. 2005 S. 398).
- Typische Habitate sind z. B. Ruderaflächen, Industrieanlagen, Dämme von Verkehrsanlagen, rekultivierte Halden, Brachflächen, aufgelassene Weiden, offene, mit kleinen Gebüsch durchsetzte, graben- und zaunreiche Grünländereien, Kahlschläge, Windwurfflächen, wenig verbuschte Heideflächen, Randbereiche von Mooren, Trockenabgrabungen und andere extensiv genutzte Flächen (BAUER et al. 2005 S. 398, FLINKS in NWO 2002, S. 206, MILDENBERGER 1984, S. 342). Oft werden auch lineare Säume z. B. an Bahndämmen oder Wegen besiedelt (ANDRIS 1999, GRIMM 2001, 2010, STRAUBE 1999).
- Wichtige Habitatrequisiten in Grünlandrevieren sind Gräben, Zäune und niedrige Gebüsche (FLINKS & PFEIFER 1993).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Maßnahnumsetzung idealerweise in unmittelbarer Nähe zu bestehenden Vorkommen (je näher desto besser)

Sonstige Hinweise:

- Schwarzkehlchen haben 2-3 (selten auch 4) Jahresbruten im Zeitraum März bis August (FLINKS & PFEIFER 1987a), so dass in landwirtschaftlich genutzten Habitaten unbewirtschaftete Randstrukturen für die Nestanlage zur Verfügung stehen müssen.

Maßnahmen

1. Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für das Schwarzkehlchen Probleme durch zu frühe Mahd (Mahdverluste der Brut), zu dichte Vegetation und Nahrungsmangel. In der Maßnahme wird für das Schwarzkehlchen attraktives Extensivgrünland mit angepasstem Mahd- / Beweidungszeitpunkt geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Weitgehend offenes Gelände, keine hohen und dichten Vertikalstrukturen wie geschlossene Ränder von Hochwäldern, Siedlungen und große Hofanlagen bis 100 m; kleinere Einzelbüsche / Bäume sind dagegen günstig und können eine Funktion als Sitzwarte übernehmen.
- Idealerweise Vorhandensein kleiner Böschungen (z. B. Grabenränder oder Dammkanten) als bevorzugte Standorte für die Nestanlage.
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden (oder vorige Ausmagerungsphase).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
- Mahd der Fläche in Form einer Staffelmahd mit kurz- und langrasigen Bereichen. Ein Teil der Flächen soll als „Altgrasstreifen“ oder -fläche nur alle 2-4 Jahre abschnittsweise gemäht werden (ANDRIS 1999 S. 397). Günstige Standorte sind z. B. (Graben-) Böschungen oder Parzellenränder, bei denen die Zielstrukturen durch Auszäunung entstehen können. Sofern nicht angrenzend oder anderweitig in den Flächen vorhanden, sollen v. a. bei Beständen, die zu dichtem Bewuchs neigen, auch kurzrasige Bereiche angelegt werden, z. B. in Streifenform.
- keine Nutzung von Grabenrändern während der Brutzeit, ggf. Abzäunung.
- Bei einer Beweidung – idealerweise mit Schafen / Ziegen – ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen (Nahrungssuche) und stellenweise langrasigen Strukturen (Nestanlage) gewährleistet, ggf. sind kleine Inseln oder die Parzellenränder auszäunen zur Verhinderung von Trittverlusten der Brut. Weideauftrieb ab Anfang August. Die Umzäunung soll zumindest teilweise mit Holzpflocken erfolgen, um Sitzwarten anzubieten.
- Ggf. (sofern nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Stauden in der Vegetation) Schaffung von 1-2 m hohen, die übrige Vegetation überragenden Singwarten z. B. durch Neuanpflanzung von einzelnen Sträuchern oder Anbringen von Zäunen. Es soll keine geschlossene Gehölzkulisse entstehen. Bei zunehmendem Aufkommen von Gehölzen soll eine Entbuschung stattfinden (ab ca. 20 % Gehölzanteil).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Jährliche Mahd oder Beweidung sowie bei Bedarf Entbuschung entsprechend den o. g. Vorschriften.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren, je nach Wüchsigkeit des Bodens auch mehr (vorherige Ausmagerung erforderlich).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die genannten Maßnahmen werden z. B. von ANDRIS (1999 S. 397) und BAUER et al. (2005 S. 398) empfohlen.
- HERR & RUF (2008) beschreiben eine Bestandserhöhung des Schwarzkehlchens auf einem Freiburger Rieselfeld ab 1987, nachdem 1985 der Rieselbetrieb eingestellt, ein Extensivierungsprogramm gestartet wurde (Umwandlung von Intensivacker / Intensivgrünland in Extensivgrünland, keine Mahd der Grabenböschungen mehr). In Niedersachsen bevorzugten Schwarzkehlchen Vertragsnaturschutz-Flächen zur Extensivierung von Dauergrünland (z. B. später Mahdtermin, reduzierte Beweidungsintensität, eingeschränkte Düngung), die Siedlungsdichte lag hier etwa doppelt so hoch wie auf den übrigen Flächen (NSG „Melmmoor Kuhdammoor“, Proland 2003, S. 23, 28). Schwarzkehlchen reagieren rasch auf ein verbessertes Lebensraumangebot (LUGRIN 1999).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

2. Entwicklung von Brachen (O2.2, O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zu den Habitats des Schwarzkehlchens gehört auch „Ödland“ wie Industrieanlagen, Abgrabungen, Windwürfe, Ruderalflächen und Brachen mit lückiger Vegetation und Ansitzwarten. In der Maßnahme werden für das Schwarzkehlchen attraktive Brache-Habitats geschaffen.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m, Mindestlänge 200 m (JENNY 2000).
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Bei Ansaaten ~~Verwendung von autochthonem Saatgut~~ primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014). Ziel ist eine flächendeckende, nicht zu dichte und heterogen strukturierte Vegetation mit die übrige Vegetation überragenden, 1-2 m hohen Ansitzwarten.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). Zu beachten ist dabei: In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine zu dichte Vegetationsdecke auszubilden.
- Die Zeitdauer des Brachestadiums richtet sich nach der Wüchsigkeit der Fläche. Spätestens bei der ungünstigen Ausbildung einer einheitlich dichten verfilzten Vegetation (FAHL et al. 1998 für das Braunkehlchen), die kein Licht und Wärme auf den Boden lässt (wichtig für Arthropodenreichtum als Nahrungsquelle, OPPERMANN 1999 für das Braunkehlchen), muss die Brache wieder bearbeitet werden. Beim Schwarzkehlchen kommen 4 verschiedene Jagdmethoden zum Einsatz, die an vegetationsfreie, -arme Stellen ebenso wie an verschiedenen hoch aufgewachsene Bereiche angepasst sind und in Abhängigkeit von der Witterung wie auch vom Jahresverlauf unterschiedlich eingesetzt werden (FLINKS & PFEIFER 1987b). Bearbeitungen der Fläche sollen außerhalb der Brutzeit des Schwarzkehlchens erfolgen (März bis August).
- Sofern nicht vorhanden oder kurzfristig durch die Vegetation entwickelbar, Schaffung von Singwarten z. B. durch Neuanpflanzung von einzelnen Sträuchern oder Anbringen von Pfählen. Es soll keine geschlossene Gehölzkulisse entstehen. Bei zunehmendem Aufkommen von Gehölzen soll ansonsten eine Entbuschung stattfinden (ab ca. 20 % Gehölzanteil).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- In Abhängigkeit des Aufkommens von Gehölzen / der Bildung einer verfilzten Grasnarbe Entbuschung oder abschnittsweise Mahd der Brache außerhalb der Brutzeit des Schwarzkehlchens (März bis August).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder vorheriger Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die genannten Maßnahmen werden z. B. von ANDRIS (1999 S. 397) und BAUER et al. (2005 S. 398) empfohlen. Die Besiedlung von bracheähnlichen Biotopen durch Schwarzkehlchen ist zahlreich beschrieben (ANDRIS 1999, GRIMM 2001, 2010, MENDE 1993, STRAUBE 1999).
- BIRRER et al. (2001, Schweiz) und JENNY (2000, Schweiz) weisen eine bestandsfördernde Wirkung von (Bunt-) Brachen, REVAZ et al. (2008, Schweiz) von Brachen und Wiesenblumenstreifen auf das Schwarzkehlchen nach. Schwarzkehlchen sind grundsätzlich in der Lage, rasch auf ein verbessertes Lebensraumangebot zu reagieren (LUGRIN 1999)

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Pflege und Entwicklung von Heideflächen (O4.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zu den Habitaten des Schwarzkehlchens gehören auch Heideflächen mit lückiger Vegetation und Ansitzwarten. In der Maßnahme werden für das Schwarzkehlchen attraktive Heideflächen optimiert.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Verbuschte / verbrachte (Beesen-) Heiden auf nährstoffarmen, trockenen Standorten (alternativ: Abschieben des Oberbodens bei Nährstoffanreicherung)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße (mind. 2 ha innerhalb einer großflächig geeigneten Landschaft, ansonsten mehr).
- Verbuschte / Verbrachte Heideflächen: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Anforderungen zur Heidepflege nach Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4203 „Trockene Heiden“). Durchführung von Aufflichtungen bei Verbuschung. Bei Nährstoffanreicherung z. B. in überalterten Heidebeständen stellenweise Abschieben des Oberbodens und anschließende Mahdgutübertragung, partielles Abbrennen zur Regeneration überalterter, degenerierter Heideflächen.
- Ggf. Anpflanzung von standortgemäßen Büschen (Sitzwarten) bei fehlenden Gehölzen

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Regelmäßige Pflege der Heide entsprechend LANUV (2010, Paket 4203 „trockene Heiden“); Entfernung von flächig aufkommendem Gehölzwuchs, je nach Wüchsigkeit.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Optimierung von bestehenden, verbuscht-verbrachten Heidebeständen ist je nach Ausgangszustand innerhalb von bis zu 2 - 5 Jahren wirksam. Das Schwarzkehlchen ist in der Lage, auf kurzfristig geeignete Habitatangebote zu reagieren (vgl. Entwicklung von Extensivgrünland und Entwicklung von Brachen).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Die Maßnahme wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 398) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise liegen nicht vor, die Maßnahme erscheint jedoch vor dem Hintergrund der Artökologie als plausibel.
- In der Wahner Heide stieg der Brutbestand infolge von Pflegemaßnahmen und Beweidung von 43 auf 73 Reviere an, nachdem es zuvor einen Rückgang durch Verbuschung aufgrund der Aufgabe militärischer Nutzung gegeben hatte (HAUTH & SKIBBE 2010).
- Heiderenaturierung erfordert im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für das Schwarzkehlchen bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Angaben zur Priorisierung

- Entwicklung von Extensivgrünland: Entwicklung von Extensivgrünland mit Reaktivierung von Grabenstrukturen ist zu favorisieren (sofern lokal vorhanden)

Quellen:

Andris, K. (1999): *Saxicola torquata* (Linnaeus, 166) Schwarzkehlchen. In Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 3.1 Passeriformes – Sperlingsvögel (Teil 1). Eugen Ulmer Verlag Stuttgart, S. 380-398.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Birrer, S.; Spiess, M.; Jenny, L.; Lugin, B.; Marfurt, C. (2001): Reagieren Brutvögel auf ökologische Ausgleichsflächen? *Journal für Ornithologie* 142, Sonderheft 1: 185.

Fahl, G.; Fischer, K.; Kunz, A.; Kunz, M. (1998): Zur Bestandssituation des Braunkehlchens (*Saxicola rubetra*) im Westerwald (Rheinland-Pfalz). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 8 (4): 1031-1042

Flinks, H. & F. Pfeifer (1987a): Brutzeit, Gelegegröße und Bruterfolg beim Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*). *Charadrius* 23: 128-140.

Flinks, H. & F. Pfeifer (1987b): Nahrung adulter und nestjunger Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*) einer westfälischen Brutpopulation. *Vogelwelt* 108: 41-57.

Flinks, H. & F. Pfeifer (1993): Vergleich der Habitatelemente ehemaliger und aktueller Schwarzkehlchen- (*Saxicola torquata*)-Brutplätze in einer agrarisch genutzten Landschaft. *Ökol. Vögel* 15: 85-97.

FLL, [Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. \(2014\): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.](#)

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1988): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 11 / 1. Passeriformes (2. Teil): Turdidae - Schmärtzer und Verwandte: Erithacinae.* Aula-Verlag, Wiesbaden, 732 S.

Grimm, H. (2001): Die historische Verbreitung des Schwarzkehlchens *Saxicola torquata* (Linnaeus, 1766) in Thüringen und dessen aktuelle Ausbreitung, insbesondere im Kyffhäuser-Unstrut-Gebiet. *Veröffentlichungen Naturkundemuseum Erfurt* 20: 105-118.

- Grimm, H. (2010): Bestandsentwicklung und Lebensräume des Schwarzkehlchens *Saxicola rubetra* (Linnaeus, 1766) im Kyffhäuser-Unstrut-Gebiet in den letzten 20 Jahren. *Vernate* 29: 59-67.
- Hauth, E. & A. Skibbe (2010): Die Brutvögel der Wahner Heide. Erfassungszeitraum 1989-2008. *Beitr. Avifauna Nordrhein-Westfalens*, Bd. 38. NIBUK, Ruppichterorth.
- Herr, J.; Ruf, J. (2008): Die Entwicklung des Brutbestands des Schwarzkehlchens (*Saxicola rubicola*) im Freiburger Rieselfeld. *Naturschutz südl. Oberrhein, Beiheft 2* (2008): 3-4
- Jenny, M. (2000): Die Auswirkung von Buntbrachen auf Vögel. In: Nentwig, H. (Hrsg.): Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft. Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. *Vaö-Verlag Agrarökologie*, Bern, S. 137-151
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Lugrin, B. (1999): Habitat, densité et évolution de la population de Tarier pâtre *Saxicola torquata* du canton de Genève. *Nos Oiseaux* 46: 219–228.
- Mende, P. (1993): Schwarzkehlchen – *Saxicola torquata*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): *Avifauna von Hessen*, 1. Lieferung.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (*Psittaculidae - Corvidae*). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes* Heft 19-21. Düsseldorf.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beitr. Avifauna NRW* Bd. 37, Bonn.
- Projektgruppe „Effizienzkontrollen PROLAND-Naturschutzprogramme“ im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie Abt. Naturschutz (2003): Wirkungskontrollen der PROLAND-Naturschutzmaßnahmen Zwischenbewertung 2003. Im Auftrag vom Niedersächsisches Umweltministerium
- Revaz, E.; Schaub, M.; Arlettaz, R. (2008): Foraging ecology and reproductive biology of the Stonechat *Saxicola torquata*: comparison between a revitalized, intensively cultivated and a historical, traditionally cultivated agro-ecosystem. *Journal of Ornithology* 149: 301-312.
- Oppermann, R. (1999): Nahrungsökologische Grundlagen und Habitatansprüche des Braunkehlchens *Saxicola rubetra*. *Vogelwelt* 120: 7-25.
- Straube, S. (1999): Zur Besiedlung der Altkreise Delitzsch, Eilenburg und Torgau durch das Schwarzkehlchen (*Saxicola torquata*). *Actitis* 34: 4-13.

1.48 Schwarzmilan (*Milvus migrans*)

Schwarzmilan *Milvus migrans* ID 51

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Schwarzmilane bauen ihre Nester (Horste) selbst, können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Die Horste können jährlich neu gebaut oder über mehrere Jahre genutzt werden. Oft verfügen die Paare über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden können (Glutz von Blotzheim et al. 1989, Ortlieb 1998, Staude 1978, Walz 2005, S. 83). Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölz) im Umkreis von bis zu 300 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010a) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Schwarzmilan in der Regel aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen nicht notwendig.

Ruhestätte: Schwarzmilane nächtigen / ruhen in Gehölzen im Horstumfeld. Die Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Schlafplatzgemeinschaften des Schwarzmilans bilden sich meist mit dem Einzug der Nichtbrüter Ende Mai / Anfang Juni und werden besonders auffällig, wenn die Jungvögel flügge sind und sich mehrere Familien auf ganz bestimmten Bäumen, zum gemeinsamen Nächtigen zusammenschließen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, S. 126). In NRW bestehen zurzeit wenige tradierte Schlafplätze, die sich mit denen der Rotmilane decken. Die Treue bezieht sich dabei in der Regel nicht auf ein konkretes Feldgehölz, sondern auf einen größeren Raum. Als Ruhestätte gilt dann der Verbund von als Schlafplatz genutzten Gehölzen mit einem störungsarmen Puffer und (sofern konkret abgrenzbar) den für die Schlafplatzgesellschaft essenziellen Nahrungshabitaten (siehe Rotmilan).

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Gehölze ab mittlerem Baumholz in Waldrandnähe, in Feldgehölzen oder auch in Einzelbäumen als Nist- und Ruhestätte.
- Niedrigwüchsiges, lückiges Offenland mit Grenzlinien und idealerweise Gewässern als Nahrungshabitat.
- Neben Auwäldern werden lichte Feldgehölze mit Überhältern und Randzonen geschlossener Wälder, gerne in Gewässernähe, aber auch offene Landschaften mit Baumreihen und Einzelbäumen besiedelt. Größere Gewässer können bis zu 15 oder 20 km entfernt liegen (MILDENBERGER 1982, S. 180).
- Für den Schwarzmilan sind neben lebenden Fischen insbesondere verendete, an der Wasseroberfläche schwimmende Tiere relevant, die abgegriffen werden (ORTLIEB 1998, S. 84, Fische ab ca. 10 cm Größe).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Territorialverhalten des Schwarzmilans ist flexibel. Normalerweise ist die Art wenig territorial, kolonieartiges Brüten und gemeinsame Nutzung von Nahrungshabitaten treten oft auf (MEBS & SCHMIDT 2006, WALZ 2005). Jedoch kann auch beim Schwarzmilan Territorialverhalten im näheren Horstumfeld auftreten, was wahrscheinlich mit der Ernährungssituation zusammen hängt (WALZ 2005, S. 64 ff.; VINUELA et al. 1994).
- Gewässer stellen offenbar aufgrund des Vorkommens von Fischen als wichtiges Beutetier Optimalstandorte dar. Trotzdem kann der Schwarzmilan auch ohne Gewässer auskommen (ORTLIEB 1998, S. 79).
- NRW liegt an der nordwestlichen Verbreitungsgrenze des Schwarzmilans (SCHUMANN et al. 2007 S. 19, SUDMANN et al. 2012).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schwarzmilane brüten meist am Waldrand, in Baumgruppen oder auch in Einzelbäumen, idealerweise in Auwäldern bzw. in Gewässernähe. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Schwarzmilan gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänge etc.) zu achten.
- Gehölzbestand mit für den Schwarzmilan geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm). Die Baumart ist von untergeordneter Bedeutung, die Auswahl orientiert sich nach dem vorhandenen Angebot (GELPKE & STÜBING 2010, ORTLIEB 1998, S. 62). Idealerweise Auwaldbereiche bzw. Nähe von Gewässern im Umkreis von max. 1 km (SERGIO et al. 2003) o. a. Nahrungshabitate. In baumarmen Landschaften mit Schwarzmilanvorkommen jedoch auch übrige potenzielle Brutstandorte (Waldränder, Feldgehölze, Baumgruppen bis hin zu Einzelbäumen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Schwarzmilane verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Schwarzmilane können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Schwarzmilane große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste). Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Schwarzmilans, so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von BAUER et al. (2005), MEBS & SCHMIDT (2006 S. 339), ORTLIEB (1998, S. 159), SCHUMANN et al. (2007 S. 20) empfohlen werden.
- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass Schwarzmilane bei Mangel an geeigneten Brutgehöhlen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.
- ~~Der Schwarzmilan hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten (Grünland) (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neben Gewässerflächen für die Fischjagd sind für den Schwarzmilan offene, kurzrasige oder lückige Bereiche für die Nahrungssuche wichtig, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Schwarzmilans und der meist gemeinschaftlichen Nutzung der Nahrungshabitate durch benachbarte Paare ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in grünlandgeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Gewässerrenaturierung, Entwicklung von Nahrungsgewässern)
- Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe [Maßnahmenblatt Extensivgrünland](#)).
- Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEINBACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohrreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
- Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Schwarzmilans zu erhöhen.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Schwarzmilans (Mitte Mai bis Ende Juli) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen bzw. von Extensivgrünland für die Nahrungssuche des Schwarzmilans wird z. B. von WALZ (2005) und SERGIO et al. (2003) hervorgehoben.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch zahlreiche Beobachtungen, wie Schwarzmilane Grünlandflächen intensiv nach der Mahd nutzen (BIVER & CONZEMIUS 2010, HAGGE & STUBBE 2006, WALZ 2005). Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

- ~~Der Schwarzmilan hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Gewässerrenaturierung, Entwicklung von Nahrungsgewässern (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Fischreiche Gewässer besitzen in der Regel eine besondere Bedeutung als Nahrungsquelle für den Schwarzmilan. In der Maßnahme werden durch Gewässerrenaturierung oder Entwicklung von ehemaligen Nutzteichen für den Schwarzmilan günstige Nahrungsgewässer hergestellt oder optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Stillgewässer: bei Neuanlage Gewährleistung eines für Fischreichtum notwendigen Wasserstandes.
- Zur Renaturierung geeignete Fließgewässer ab ca. 5 m Breite

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar folgende Werte empfohlen:

- Stillgewässer (Neuanlage oder Entwicklung von z. B. ehemaligen Fischteichen): mind. 2 Einzelgewässer mit > (500-) 1000 qm besonnter Wasserfläche. Es gelten die allgemeinen Angaben zur Herstellung oder Renaturierung von Stillgewässern. Optimierung z. B. bei Dominanz von Ufergehölzen (Beschattung, fehlende Überflugmöglichkeit) durch Gehölzauflichtung in Teilbereichen. Bei Neuanlage oder geringem Fischvorkommen Besatz mit für den Schwarzmilan günstigen Fischarten: Wichtige Beutfische des Schwarzmilans sind z. B. Plötze, Karpfen, Karausche, Rotfeder, Güster, Brachsen, Ukelei, Schlammpeitzger (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989 S. 131).
- Renaturierung von Fließgewässer (ab ca. 5 m Breite, Mindestlänge 500 m) inklusive der dazugehörigen Aue: Z. B. Reaktivierung von ehemaligen Flutrinnen, Rückbau von Uferbefestigungen, Zulassen von Gewässerdynamik, Anlage von Uferstreifen (Puffer zu angrenzenden Nutzflächen), bei durch Gehölzwuchs stark beschatteten Gewässern Auflichtung in Teilbereichen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gewährleistung der Überflugmöglichkeit und Besonnung der Gewässer zumindest in Teilbereichen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Fischbesatz kann z. B. für Libellen und Amphibien negativ wirken.
- Wird die Maßnahme im Rahmen von Fließgewässerrenaturierungen durchgeführt, ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010b) zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Renaturierung von Fließgewässern: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt stark von den lokalen Ausgangsbedingungen ab. Unter günstigen Bedingungen ist eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren nach Umsetzungsbeginn möglich.
- Stillgewässer: Die Maßnahme ist innerhalb von bis zu 2 Jahren wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird z. B. von SCHUMANN et al. (2007 S. 20) vorgeschlagen. Die Bedeutung von Gewässern als Nahrungshabitat für den Schwarzmilan wird z. B. von GELPKE & STÜBING (2010) und WALZ (2005) hervorgehoben.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen zu diesem Maßnahmentyp nicht vor, jedoch wird die Plausibilität aufgrund der Artökologie als hoch eingestuft.
- ~~Der Schwarzmilan hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen. Bei der Renaturierung von Fließgewässern ist in der Regel aufgrund der Komplexität der Maßnahme ein Monitoring durchzuführen.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

~~Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.~~

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Schwarzmilan stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

~~Die Art hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen. Dies gilt auch für die Renaturierung von Fließgewässern, da dies in der Regel eine großflächige und komplexe Maßnahme ist.~~

Angaben zur Priorisierung:

- Gewässerrenaturierung, Entwicklung von Nahrungsgewässern: Die Renaturierung von Fließgewässern stellt natürliche Habitate bereit und ist daher zu favorisieren. Die Anlage von Stillgewässern als Nahrungsteiche, insbesondere der Besatz mit Nahrungsfischen, hat eine geringere Priorität, kann aber z. B. zur temporären Überbrückung von Nahrungsengpässen eingesetzt werden.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Biver, G.; Conzemius, T. (2010): Die „territoriale Saison-Population“ des Schwarzmilans *Milvus migrans* in Luxemburg. Erfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete - Bestandsentwicklung im Vergleich zum Rotmilan *Milvus milvus*. *Regulus Wissenschaftliche Berichte* Nr. 25: 28-40

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Gelpke, C.; Stübing, S. (2010): Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Rot- und Schwarzmilan (*Milvus milvus* u. *M. migrans*) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. *Vogel und Umwelt* 18: 103-115.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1989): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 4. Falconiformes - Greifvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 941 S.

Hagge, N.; Stubbe, M. (2006): Aktionsraum und Habitatnutzung des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) im nordöstlichen Harzvorland. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 5: 325-335.

Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten LAG-VSW (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. *Berichte zum Vogelschutz* 44: 151-153.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): *Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz* Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagnung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichte/vortraege/>, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): *Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände*. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Mildenberger, H. (1982): *Die Vögel des Rheinlandes*, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes* Heft 16-18. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010a): *Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb*, Stand: 06.05.2010

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010b): *Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung*. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011

- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217
- Ortlieb, R. (1998): Der Schwarzmilan. Die Neue Brehm-Bücherei Band 100. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 176 S.
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Schumann, R.; Steinwarz, D.; Brune, J.; Kranz, J.; Skibbe, A.; Zegula, T. (2007): Revierfassung von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *M. migrans* im Jahre 2005 im Rhein-Sieg-Kreis. *Charadrius* 43 (1): 13-21.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.
- Sergio, F.; Pedrinib, P.; Marchesi, L. (2003): Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biological Conservation* 112: 351-362.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.
- Stade, J. (1978): Beitrag zu ökologischen und brutbiologischen Fragen bei verschiedenen Greifvogelarten. *Ornithologische Mitteilungen* 30: 168-174
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): *Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world.* Dissertation Universität Groningen. S. 70-81
- Vinuela, J.; Villafuerte, R.; De Le Court, C. (1994): Nesting dispersion of a Black Kite population in relation to location of rabbit warrens. *Canadian Journal of Zoology* 72: 1680-1683.
- Walz, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan. Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Aula-Verlag, Sammlung Vogelkunde, Wiebelsheim.

1.49 Schwarzspecht (*Dryocopus martius*)

Schwarzspecht *Dryocopus martius* ID 52

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Schwarzspechte brüten in selbstgebauten Höhlen, die jahrelang genutzt werden können. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Höhlenbaumes statt. Die Fortpflanzungsstätte umfasst daher den aktuell genutzten Höhlenbaum (falls nicht auskartiert: Das Revierzentrum bzw. geeignete Gehölzbestände) und deren unmittelbare Umgebung (geeignete Gehölzbestände) im Umfeld von mind. 100 m. Aufgrund des großen Aktionsraumes und der Flexibilität des Schwarzspechtes ist eine Abgrenzung weiterer essenzieller Habitatbestandteile meist nicht erforderlich.

Ruhestätte: Im Allgemeinen übernachten Schwarzspechte einzeln, in ehemaligen Bruthöhlen bzw. nutzen auch Höhlen, die den Anforderungen an eine Bruthöhle nicht genügen. Meist hat ein Schwarzspecht eine „Hauptschlafhöhle“, welche über Monate oder Jahre genutzt wird und einige Ausweichhöhlen (BLUME 1973 zit. bei GÜNTHER 2007). Als Ruhestätte gelten für den Schwarzspecht geeignete Baumhöhlen innerhalb des Reviers.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Vorhandensein geeigneter Bruthabitate: Für Brut- und Schlafhöhlen benötigt der Schwarzspecht Altholzbestände mit 4-10 m hohen säulenartigen glattrindigen Stämmen mit einem BHD > 35 cm und freier Anflugmöglichkeit, wobei die Buche (sofern vorhanden) meist gegenüber anderen Baumarten (Kiefer) bevorzugt wird (WEISS 1998). Als Minimalalter gelten bei der Buche (80-) 100 Jahre (BAUER et al. 2005). Die als Bruthabitat geeigneten Bestände können relativ klein sein, z. B. gruppenartige Altbuchenbestände ab ca. 0,2 ha -0,5 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, KÜHLKE 1985).
- Vorhandensein geeigneter Nahrungshabitate: Meist aufgelockerte Nadel- und Mischwälder mit von holzbewohnenden Insekten befallenen Bäumen oder vermodernde Baumstümpfe (BAUER et al. 2005) oder reine Laubholzbestände bei sehr hohem Anteil von Alt- und Totholz. Auf dem Boden erbeutet er Ameisen in morschen Ästen und Baumstubben sowohl in dichten als auch lichten Waldbeständen sowie auf Blößen, Kahl- und Windwurfflächen und Heiden (WEISS 1998).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Schwarzspechte können je nach Habitatausstattung hohe Aktionsradien von 1-2 (-4) km aufweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die einzelnen Habitatelemente können weit auseinander liegen, müssen im Aktionsraum jedoch kombiniert auftreten (Requisitenrevier, WEISS 1998).

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schwarzspechte bauen sich ihre Höhlen meist in ältere Bäume mit hohen säulenartigen, glattrindigen Stämmen, wobei die Buche (sofern vorhanden) meist gegenüber anderen Baumarten bevorzugt wird (s. o.). Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Schwarzspecht gesichert, um ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Totholz spielt für die Nahrungssuche des Schwarzspechtes eine besondere Rolle. Daher wird in der Maßnahme auch der Totholzreichtum in der Fläche erhöht z. B. durch Erhalt von Totbäumen, Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Nutzungsverzicht / Erhöhung Erntealter: Bestände mit Habitatpotenzial für den Schwarzspecht. Geeignet sind als potenzielle Brutbäume (Buchen-) Altholzbestände mit mind. 4 m hohen säulenartigen glattrindigen Stämmen mit einem Brusthöhendurchmesser von > 35 cm und freier Anflugmöglichkeit (d. h. mindestens mittlere bis gute Bonitäten). Die Buche wird i.d.R. (sofern vorhanden) gegenüber anderen Baumarten bevorzugt; Mindestalter der Buchen 100 Jahre (BAUER et al. 2005 S. 781). Idealerweise befinden sich innerhalb des Bestandes bereits Höhlen oder Höhleninitiale vom Schwarzspecht.
- Förderung Totholz: Grundsätzlich für den Schwarzspecht geeignete Gehölzbestände (siehe oben) mit wenig Totholz.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege: Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz: Der Schwerpunkt soll auf der Gestaltung von stehendem Totholz mit mind. mittlerem Brusthöhendurchmesser (35 cm) liegen.
 - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
 - Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen
 - Ringeln des Stamms

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.
- Förderung Totholz: Bei einem Ausgangsbestand mit hohem Anteil an Weichhölzern besteht eine Wirkdauer innerhalb von bis zu 5 Jahren, ansonsten von bis zu 10 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Erhalt von Alt- und Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit / sind bereits vorhanden. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Der Erhalt von geeigneten, bestehenden Altholz (-gruppen) wird in der Literatur zahlreich vorgeschlagen („Altholzinselprogramm“) (BAUER et al. 2005, HÖLZINGER & KROYMANN 1981, KÜHLKE 1985, WEISS 2005). Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetry) nachweisbar, da Schwarzspechte große Aktionsräume haben. Die Maßnahme wird vom Typ her (Förderung / Erhalt Totholz) in der Literatur (z. B. BAUER et al. (2005 S. 781), NLWKN (2010) und RUGE & BRETZENDORFER (1981) genannt. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anbringen von künstlichen Nisthilfen (Av1.1), Fräsen von Baumhöhlen (Av3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schwarzspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten a) in potenziell geeigneten Höhlenbäumen Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst, b) Nistkästen angebracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände mit Mangel an potenziellen Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird empfohlen, pro Paar mind. 3 Höhlen zu fräsen (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen anzubringen (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen: ca. alle 3-5 Jahre neu anlegen, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. in Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt (Höhlenmaße).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Schwarzspecht nicht genannt. In den USA werden für den Kokardenspecht *Picoides borealis* erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt (PASINELLI 2007). Entsprechende Daten für den Schwarzspecht liegen nicht vor. Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Schwarzspechts. Für eine prinzipielle Annahme von künstlichen Baumhöhlen spricht der Aspekt, dass Schwarzspechte bestehende Höhlen auch jahrelang nutzen können, d. h. (auch) auf vorhandene (eigene) Höhlen zurückgreifen. Nachweise von Schwarzspechtbruten in künstlichen Baumhöhlen oder Nistkästen liegen nicht vor.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Schwarzspecht auf (auch THOMAS et al. 1979 S. 77 für Spechte allgemein).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: keine

3. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzspecht bevorzugt zur Höhlenanlage weichholzige Stellen in Bäumen. In der Maßnahme werden bei Mangel an geeigneten potenziellen Höhlenbäumen gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen“) angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzersetzenen Pilzen in vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume überwallen Stammverletzungen oft schnell.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Mangel an potenziellen Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswerte wird pro Paar die Anlage von mind. 20 Höhleninitialen empfohlen.

- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzersetzenen Pilzen). Anlage der Höhleninitialen bevorzugt in durch Kernfäule vorgeschädigten Buchen (s. o.) unterhalb des ersten Astes im astlosen Schaft, Höhe mind. (6) - 8 m (nach BAUER et al. 2005) (zu den weiteren Anforderungen an die Bäume siehe Maßnahme „Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz“).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Höhleninitialen müssen so lange bereit stehen, bis natürlicherweise weichholzige Stellen im vorhandenen Baumbestand entstanden sind.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit: BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen“ mit holzersetzenen Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (*Dryocopus pileatus* und *Picooides villosus*), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitialen erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen mittelfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Schwarzspecht nicht genannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen hohe Prognoseunsicherheiten bezüglich einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. Das Angebot von Styropor-Stümpfen in Texas wurde von *Picooides pubescens* zur Anlage von Schlafhöhlen, nicht jedoch von Bruthöhlen genutzt (CONNER & SAENZ 1996).
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) besteht lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

4. Strukturierung von Waldbeständen (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wo flächenhaft altes bis sehr altes Laubholz und ein hoher Totholzanteil fehlen, hat Nadelholz für den Schwarzspecht eine besondere Bedeutung als Nahrungshabitat (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Buchen werden meist erst ab der beginnenden Zerfallsphase für die Nahrungssuche attraktiv (SCHUMACHER 2005). Offenbar besitzt Nadelholz (Fichte) jedoch auch bei Vorhandensein von Buchenalt- und -totholz eine besondere Attraktivität (SIKORA 2005, SPÄTH 2009, STEVERDING 2003). In der Maßnahme werden einschichtig ausgeprägte Altersklassenbestände von Koniferen (v. a. Fichte) durch Strukturierungsmaßnahmen in ihrer Eignung erhöht. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Schwarzspechts ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst im Haupt-Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Einschichtiger, dichter, dunkler, struktur- und artenarmer Bestand insbesondere aus Fichte, ferner aus Kiefer oder europ. Lärche, mit Stubben früherer Durchforstungen am Boden.
- Der Maßnahmenstandort gewährleistet eine grundsätzliche Stabilität von Fichte, Kiefer oder Lärche (d. h. keine Auenstandorte o. a.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Strukturierung der bisher artenarmen, einschichtigen Bestände durch truppweise Beimischung weiterer heimischer, standortgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten) unter Berücksichtigung ggf. kleinflächig bereits vorhandener (Laubholz-) Bestände. Der Nadelholzanteil (aktuell meist 100 %) soll mittel- bis langfristig zwischen 30 und 60 % liegen.
- Strukturierung durch hohen Grenzlinienanteil und Wechsel von besonnten Bereichen / Lichtungen (z. B. besonnte Schneisen, kleine Lichtungen), mäßig beschatteten und beschatteten, dunkleren Bereichen. Die Lage der besonnten Bereiche soll sich an den vorhandenen Stubben o. a. Totholzstrukturen (Freistellung) orientieren. Strukturierung der aktuell einheitlichen Altersklassenbestände durch kleinräumiges Nebeneinander verschiedener Alterstufen (Mehrschichtigkeit).
- Belassen und Freistellen der Baumstubben, insbesondere vom Nadelholz. Möglichst hoher Anteil von mittlerem bis starkem Totholz insbesondere vom Nadelholz, bspw. durch Belassen von Windwurf; bei Pflegemaßnahmen / Durchforstungen Erhalt einiger Stammbereiche bis ca. 2 m über Boden („Hochstubben“).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Sicherung einer (Natur-) Verjüngung der Zielarten
- Pflegearbeiten zur Sicherstellung sonniger, lichter Strukturen sowie von vorhandenen Ameisenhaufen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zu den Ziel-Nadelholz-Baumarten gehören neben der Fichte auch Kiefer und Europ. Lärche. Sofern vorhanden, kann die Douglasie in geringen Anteilen auf der Fläche verbleiben, eine aktive Förderung ist jedoch zu unterlassen, solange Unsicherheiten bezüglich der „Eignung“ für den Schwarzspecht verbleiben (in Anlehnung an BRETZ 2000, HABERMANN 2000).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Durch die Auflichtungsmaßnahmen wird eine Erhöhung in der Eignung als Nahrungshabitat für den Schwarzspecht (verstärkte Besiedlung von Ameisen und anderen holzbewohnenden Insekten) innerhalb von 2-5 Jahren erwartet (in Anlehnung an DOROW 2002, ROLSTAD et al. 1998, VÖLKL 1991). Für das Entstehen eines mehrschichtigen Bestandes bzw. das Auswachsen neu angeplanzter Gehölze ist aufgrund des langsamen Gehölzwachstums ein langfristiger Zeitraum zu veranschlagen (> 10 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen zumindest teilweise kurzfristig bereit (Auflichtungen, Strukturierungen). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetry) nachweisbar, da Schwarzspechte große Aktionsräume haben. Der Maßnahmentyp richtet sich nach den in der Literatur beschriebenen Ansprüchen an die Nahrungshabitate des Schwarzspechts (BLUME 1996, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MIKUSINSKI 1997, ROLSTAD & ROLSTAD 1998, RUGE & BRETZENDORFER 1981, SIKORA 2005).
- Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist die Strukturierung von aktuell dichten und dunklen Waldbeständen eine geeignete Maßnahme, um die Habitatqualität für den Schwarzspecht zu erhöhen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Schwarzspecht liegen mit Ausnahme des Erhaltes / der Pflege aktuell geeigneter Bestände in den Bruthabitaten keine kurzfristig wirksamen Maßnahmen vor, während Nahrungshabitate auch kurz- bis mittelfristig aufgewertet werden können. Teilweise ist hierfür ein Monitoring vorzusehen.

Angaben zur Priorisierung:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Blume, D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 300. Westarp Wissenschaften Magdeburg, 111 S.
- Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. *Journal of Wildlife Management* 66 (3): 625-633.
- Bretz, D. (2000): Waldameisenschutz in Hessen. Merkblatt 39 des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden.
- Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. *Wilson Bull.* 108(3): 449-456
- Dorow, W. H. O. (2002): Zoologische Untersuchungen auf der Sturmwurffläche – Tierordnungen, Heteroptera (Wanzen), Hymenoptera (Hautflügler). In: Willig, J. (Wiss. Koord.). Naturwaldreservate in Hessen 8. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf- 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Herausgeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 79-116.
- Ellmayer, T. (2005, Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.
- Günther, V. (2007): Der Schwarzspecht *Dryocopus martius* (Linnaeus 1758). Erarbeitung des aktuellen Wissensstandes zum Schwarzspecht *Dryocopus martius* - auf der Grundlage eines umfassenden Literaturstudiums, unter besonderer Berücksichtigung der Eignung des Schwarzspechtes als "Bioindikator" zur Beurteilung der Naturnähe eines Waldes. Website der Deutschen Wildtier-Stiftung, Download 27.11.2008.
- Habermann, G. (2000): Was kann die moderne Forstwirtschaft zur Förderung der Waldameisen beitragen? Allgemeine waldbauliche Maßnahmen und spezielle Waldrandgestaltung als Fördermaßnahmen. *Ameisenschutz aktuell* 14 S/2000: 42-51
- Hölzinger, J.; Kroymann, B. (1981): Resolution zum Schutz des Schwarzspechtes. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 20: 123
- Kühlke, D. (1985): Höhlenangebot und Siedlungsdichte von Schwarzspecht (*Dryocopus martius*), Rauhfußkauz (*Aegolius funereus*) und Hohltaube (*Columba oenas*). *Die Vogelwelt* 106(3): 81-93
- Mikusinski, G. (1997): Winter foraging of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in managed forest in south-central Sweden. *Ornis Fennica* 74: 161-166.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Mai 2010
- Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers *Dendrocopos medius* & *D. major*: implications for forest management and conservation. *Biodiversity and Conservation* 16 (4): 1283-1298.
- Rolstad, J.; Majewski, P.; Rolstad, E. (1998): Black Woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *J. Wildl. Management* 62: 11-23.
- Ruge, K.; Bretzendorfer, F. (1981): Biotopstrukturen und Siedlungsdichte beim Schwarzspecht (*Dryocopus martius*). *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 20: 37-48
- Schumacher, H. (2005): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Tiefland-Buchenwäldern unter besonderer Berücksichtigung der Rolle des Schwarzspechtes. In: Holst, S. (Hrsg.): *Der Schwarzspecht – Indikator intakter Waldökosysteme?* Tagungsband zum 1. Schwarzspechtsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 5.-6. November in Saarbrücken. Elbwerkstätten, Hamburg: 185-210.
- Sikora, L. G. (2005): Der Schwarzspecht – Lebensweise und Bestandssituation in Deutschland. In: Holst, S. (Hrsg.): *Der Schwarzspecht – Indikator intakter Waldökosysteme?* Tagungsband zum 1. Schwarzspechtsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 5.-6. November in Saarbrücken. Elbwerkstätten, Hamburg: 21-34.
- Sikora, L. G. (2007): Entwicklung und Veränderung von Schwarzspecht-Höhlenbäumen zwischen 1997 und 2007 im östlichen Schurwald (Baden-Württemberg). *Forschungsbericht*, Download von der Website der Deutschen Wildtier-Stiftung 27.11.2008.

- Späth, T. (2009): Spechte im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3 (Jahrestagung 2008 – Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung): 28-33
- Steverding, M. (2003): Spechte als ökologische Indikatoren in Natur und Wirtschaftswäldern im Bialowieza-Wald (Ostpolen). Dissertation Universität Gießen.
- Thomas, J. W.; Anderson, R. G.; Maser, C.; Bull, E. L. (1979): Snags. In: U.S. Department of Agriculture, Forest Service Bd. 553: Agriculture Handbook, Chapter 5, S. 60-77.
- Völkl, W. (1991): Besiedlungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldlichtungen. *Natur und Landschaft* 66 (2): 98-102.
- Weiss, J. (1998): Die Spechte in Nordrhein-Westfalen.- *Charadrius* 34: 104-125
- Weiss, J. (2005): Förderung des Schwarzspechts und anderer Großhöhlennutzer durch Altbaumschutzprojekte. In: Holst, S. (Hrsg.): *Der Schwarzspecht – Indikator intakter Waldökosysteme?* Tagungsband zum 1. Schwarzspechtsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 5.-6. November in Saarbrücken. Elbwerkstätten, Hamburg: 275-288.

1.50 Schwarzstorch (*Ciconia nigra*)

Schwarzstorch *Ciconia nigra* ID 53

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Schwarzstorch brüdet in selbst gebauten Horsten, weiterhin auch auf großen Greifvogelhorsten. Zur Horstanlage werden alte Bäume mit lichter Krone bevorzugt. Die Orts- und Horsttreue ist in der Regel hoch, jedoch besitzt ein Paar oft auch Wechsel- und Ausweichhorste. Als Fortpflanzungsstätte werden der besetzte Horst und eine störungsarme Umgebung von bis zu 300 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) abgegrenzt. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Aufgrund der besonderen Habitatansprüche des Schwarzstorchs werden weiterhin regelmäßig genutzte Nahrungshabitats (z. B. Laub- und Mischwaldkomplexe mit fischreichen Fließ- und Stillgewässern, Waldwiesen, Sümpfen) im Umkreis von etwa 5 km als essenzielle Habitatbestandteile abgegrenzt (LANUV 2010).

Ruhestätte: Schwarzstörche nächtigen in Bäumen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Schwarzstorch benötigt großflächig zusammenhängende, störungsarme Komplexe aus naturnahen Laub- und Mischwäldern mit fischreichen Fließ- und Stillgewässern, Waldwiesen und Sümpfen (BAUER et al. 2005:272, JÖBGES in NWO 2002). Er brüdet in Mitteleuropa bevorzugt in ausgedehnten, ursprünglichen und möglichst ungestörten Wäldern (SACKL 1985). Im Horstumfeld sind in der Regel kleinere Gewässer vorhanden (z. B. < 200m nach JANSSEN 2008 für Schleswig-Holstein). SACKL (1985) weist darauf hin, dass der überwiegende Teil der Horstplätze auf stark strukturierte, vielfach durch Lichtungen, Waldränder und walddnahe Wiesen- und Feuchtfelder gegliederte Waldkomplexe beschränkt ist. Zur Horstanlage werden alte Bäume mit lichter Krone bevorzugt. Die Horstanlage erfolgt oft auf starken Seitenästen oder in deren Gabelung, öfters mehrere Meter vom Stamm, meist aber doch in Stammnähe, etwa in halber Höhe bis unterhalb des Wipfels in Höhen von meist > 10 m (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987:423). Häufig bestehen Wechsel- und Ausweichhorste in einiger Entfernung (2 - 6 km; bis zu 3 km: HORMANN 2013) zum Bruthorst. Der Horststandort weist meist eine Anflugschneise auf (RYSILAVY & PUTZE 2000). Nach SACKL (1993) kann bei der Horstplatzwahl auch die Nähe von Thermiksäulenbildung begünstigenden Freiflächen (z. B. Kahlschläge, Windwurfflächen) entscheidend sein. In NRW befinden sich die Horstplätze bevorzugt in Altholzbeständen mit Eichen und Buchen (JÖBGES 2006 S. 14). Im Mittelgebirge bevorzugen Schwarzstörche östliche Hangexposition (ISSELBÄCHER 2003: 49 für Hessen und Rheinland-Pfalz).
- Die Nahrung wird insbesondere in aquatischen und amphibischen Habitats erbeutet (JANSSEN et al. 2004, v. a. ruhige, feuchte Waldwiesen, Fließ- und Stillgewässer). Daneben können z.B. außerhalb der Brutzeit auch Stoppelfelder oder kurzrasiges Grünland nach Insekten abgesucht werden, wobei dann Fischnahrung in den Hintergrund tritt (MILTSCHEV et al. 2000). Bei Bächen sind wichtige Voraussetzungen für eine Eignung als Nahrungshabitat: eine hohe Wasserqualität, standortgemäßer Ufergehölzbewuchs (z. B. Schwarzerle), zumindest streckenweise eine kiesig-steinige Bachsohle mit unterschiedlichen Sohlensubstraten (JANSSEN 2008:85) und dauerhafte Wasserführung insbesondere in der Jungenaufzuchtzeit, idealerweise auch Totholz zur Erhöhung der Strukturvielfalt und als Mikrohabitat für Gewässerorganismen (ebd., GERHARD & REICH 2000 zit. bei Institut für Botanik und Landschaftskunde 2004:14).
- Als Hauptnahrung dienen überwiegend Wasserinsekten, Fische (bis 25 cm Größe) und Amphibien, daneben Landtiere wie Insekten, Mäuse, Reptilien und weitere Kleintiere (BAUER et al. 2005:274). Als wichtige Fischart tritt insbesondere die Bachforelle auf (v. a. im Mittelgebirgsraum); weitere Beute-Fischarten sind z. B. Groppe, Bachschmerle, Elritze und Bachneunaue (JANSSEN 2008:85).

Sonstige Hinweise

- Absprache mit lokalen Schwarzstorchbetreuern (in RLP: Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland), sofern vorhanden.
- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Schwarzstorch vor (https://fu.rlp.de/fileadmin/fu/Naturschutz/Dokumente/Artenschutzprojekte/Stoerche/Bericht_Schwarzstorch.pdf Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzstorch benötigt großflächig zusammenhängende, störungsarme Komplexe aus naturnahen Laub- und Mischwäldern mit fischreichen Fließ- und Stillgewässern, Waldwiesen und Sümpfen. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden zur Sicherstellung von Ausweichmöglichkeiten für den Schwarzstorch gesichert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen, insbesondere zu Windenergieanlagen und Siedlungen (vgl. u.a. PLANWERK 2012: 9), ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten. [Einhalten einer Mindestentfernung von 100 m zu Waldwegen \(PLANWERK 2012: 33\).](#)
- Bestände mit Brut-Habitatpotenzial für den Schwarzstorch, [idealerweise in einem Waldgebiet von > 100 ha \(PLANWERK 2012: 33\).](#)
- Möglichst nahe zum betroffenen Horst (idealerweise < 3 km Entfernung zum aktuellen Horststandort (HORMANN 2013)), möglichst zentral im Aktionsraum des betroffenen Paares.
- [Bestandsaufbau möglichst hallenartig mit wenig Unterwuchs \(PLANWERK 2012 S. 97\).](#)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahmenfläche muss ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht oder die Erhöhung des Erntealters.
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).
- [Geringfügige waldbauliche Nutzung, geringfügige strukturelle Veränderungen sowie jagdliche Aktivitäten sind nur von Anfang September bis Ende Februar zu gestatten \(vgl. HORMANN 2013\).](#)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherheitspflicht zu entlassen.
- Im Zentrum der Maßnahmenfläche vorhandene Requisitenbäume erhöhen als wichtige Habitatbestandteile die Qualität des Standorts (HORMANN 2013).
- Gleichmäßige Auflichtungen führen auch in der äußeren Horstschutzzone zu einem Verlust der Eignung als Bruthabitat und damit der Maßnahmenfläche (vgl. HORMANN 2013).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist unmittelbar wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Schwarzstörche können sich ihre Horste selbst bauen. Der Maßnahmentyp der Sicherung von für die Horstanlage geeigneten Gehölzbeständen wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (z. B. BAUER et al. 2005:274, HORMANN 2013 JANSSEN et al. 2004:333, JANSSEN 2008:87, JÖBGES 2006:16, NOTTORF 1993, PLANWERK 2012, RYSLAVY & PUTZE 2000:95).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur grundsätzlich als hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Unsicherheiten bezüglich der Annahme durch die Art, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) für diese Maßnahme eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme besteht und eine Einzelfallbegutachtung sowie ein Monitoring erforderlich sind. Darüber hinaus hat der Schwarzstorch in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot), so dass hier auch aus diesem Grund ein Monitoring erforderlich ist.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anlage von Kunsthorsten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzstorch brüdet in Mitteleuropa bevorzugt in ausgedehnten, ursprünglichen und möglichst ungestörten Wäldern. Zur Horstanlage werden alte Bäume mit lichter Krone bevorzugt. In Gebieten, wo geeignete Horstbäume limitierender Faktor sind, werden dem Schwarzstorch artspezifische Nisthilfen angeboten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen
- Geeignete Horstbäume sind limitierender Faktor.
- Vorkommen von Schwarzstörchen im Umfeld bis 5 km (Wechselhorste eines Schwarzstorchpaares können 2-6 km voneinander entfernt sein, NOTTORF 1993:38), um die Annahmewahrscheinlichkeit zu erhöhen (s. u.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Da auch andere Arten (z. B. Habicht, Mäusebussard, Kolkrabe, Uhu) die Kunsthorste nutzen können und da ein Storchenpaar meist über mehrere Ausweichhorste verfügt (NOTTORF 1993:38, JANSSEN et al. 2004:336), sollen jedem Paar mind. 3 Horste zur Verfügung stehen (unter Einbezug von Naturhorsten).
- Der Horstbaum soll von keinem frequentierten Weg aus einzusehen sein. Geeignet sind große, starkästige Eichen und Buchen, seltener Fichten und Kiefern. Wichtig ist, dass der Storch über sich ein Dach in Form einer schattenspendenden Krone hat. Der Horst wird in etwa Zweidrittel-Baumhöhe errichtet, je nach Bestandshöhe in ca. 12 -18 m. Sind keine Anflugmöglichkeiten zum Horstbaum vorhanden, müssen Nachbarbäume in Horsthöhe ausgeastet werden. Dies gilt auch, wenn zunächst unterständige Bäume im Laufe der Zeit bis in Horsthöhe wachsen (NOTTORF 1993:37).
 - Für den Horstbau wird nach Möglichkeit ein waagerechter Ast zu Hilfe genommen. Parallel hierzu wird im Abstand von 60-80 cm aus 2 armdicken Fichten- oder Lärchenstangen eine „Schere“ angebracht. Hierauf werden 5-6 Sprossen genagelt. Das so entstandene Gerüst bildet die Unterlage für eine Schicht dickes Reisig. Dann folgt eine Lage (Torf-) Moos, dünnes Reisig und zum Schluss wieder (Torf-) Moos. Der so entstandene Horst hat einen Durchmesser von über einem Meter (NOTTORF 1993:37)
- Die Auswahl der Standorte und das Anbringen sind von einer fachkundigen Person vorzunehmen.
- Gewährleistung von Störungsarmut (Forstwirtschaft, Brennholzwerber, Jagd, Touristen) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (März bis Ende August) im Umfeld von bis zu 300m ([Horstschutzzone in LANVU 2010](#) äußere Horstschutzzone nach [HORMANN 2013](#)).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Wichtig ist ein Freihalten der Anflugschneisen je nach Aufwachsen der Gehölze (WEINGARDT 2000:101).
- Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit des Horstes: Wenn die Horste ungünstig im Wind liegen und von keinem Vogel zur Brut genutzt worden sind, kann es vorkommen, dass nach einigen Jahren das Nistmaterial herunterweht. Ein solches nacktes Gerüst ist für den Storch ungünstig. Der fertige Horst, von oben als dunkler Klumpen erkennbar, scheint besser gesehen zu werden und wohl besonders anziehend zu wirken (NOTTORF 1993:38).
- Mittel- bis langfristig betrachtet ist der Kunsthorstbau eine Überbrückungsmaßnahme, bis in den Wäldern genügend geeignete Altbäume zur Horstanlage hochgewachsen sind (JANSSEN et al. 2004:335).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Kunsthorste sind sofort bzw. ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Störchen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen sie mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anbringen von Kunsthorsten bei ungenügend vorhandenen geeigneten Nistbäumen wird z. B. von BAUER et al. (2005:274) und NLWKN (2010) vorgeschlagen. Die Maßnahme kann ein Angebot an Wechselhorsten bereitstellen und verhindern, dass die Störche ihre Horste in suboptimalen Gebieten anlegen (JANSSEN et al. 2004:334 f.).
- Nach NOTTORF (1993:17) wurden seit 1971 in Niedersachsen (Lüneburger Heide) 17 neue Brutreviere auf Kunsthorsten gegründet, seit 1966 bestehen insgesamt 260 erfolgreiche Bruten auf Kunsthorsten. Die Schwarzstörche seien zwar auf die Kunsthorste nicht immer angewiesen. Die versteckte Lage führe aber dazu, dass von vorneherein störungsarme Bereiche bezogen und Horstabstürze zur Brutzeit vermieden würden. JANS et al. (2000, Luxemburg) beschreiben die erfolgreiche Annahme von 2 Kunsthorsten: Die 1998 angelegten Horste wurden bereits im Herbst desselben Jahres von den Altvögeln, die ihren Horst am Ende der Brutzeit verloren hatten, inspiziert und ausgebaut. 1999 wurde dann auch einer der beiden angenommen. Nach SCHONERT (2000) wurde 1968 in einem NSG eine Horstunterlage für den Schwarzstorch errichtet. Auf ihr wurden in 15 Jahren 34 Jungstörche erfolgreich aufgezogen. Nach KUNKEL (zit. bei HORMANN 2000:8) wurde ein Kunsthorst von einem Schwarzstorchpaar angenommen, nachdem der Horst mehrmals infolge Stürme zerstört worden war. Auch in NRW fanden bereits einzelne Bruten auf Kunsthorsten statt (WOLF in NWO 2002:30)
- Für Westmecklenburg und Thüringen halten HAUFF (1993:64) bzw. KLAUS et al. (1993:27) das Anbringen von Kunsthorsten aufgrund der Ausstattung der Wälder für nicht erforderlich.
- Die Vogelschutzwarte Frankfurt hat in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Plattformen in Hessen und Rheinland-Pfalz gebaut. Die Aktion beschränkte sich auf Standorte, wo ein Nestabsturz vorhandener Horste bekannt war (HORMANN 2011:307). JANSSEN et al. (2004:335) empfehlen die Anlage von Kunsthorsten in waldarmen Gebieten, um neue Bruthabitate zu erschließen. Die Anlage von Kunsthorsten bewirkt jedoch nicht automatisch eine Besiedlung: Bei LEIBL (1993, Bayern) führte der Bau von Kunsthorsten an 7 verschiedenen Plätzen nicht zu einer Annahme. In Brandenburg (WEINGARDT 2000:102) führten die Kunsthorste nicht zu einer Ansiedlung in vorher unbesiedelten Bereichen, jedoch wurden die Horste in unmittelbarer Nähe zu bestehenden (suboptimalen, absturzgefährdeten) Naturhorsten angenommen und haben nach Einschätzung des Autors „zur Sicherung des Bestandes beigetragen“. Die Nutzung von Nisthilfen hat nach (PLANWERK 2012: 44) einen höheren Bruterfolg zur Folge, jedoch werden initiativ angebrachte Nisthilfen weniger häufig angenommen, daher ist über begleitende Lebensraumverbessernde Maßnahmen (v.a. Entwicklung, Neuanlage von Nahrungshabitaten in der engeren Umgebung) die Attraktivität zu steigern.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Angaben in der Literatur grundsätzlich als hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Unsicherheiten bezüglich der Annahme durch die Art, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) für diese Maßnahme eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme besteht und eine Einzelfallbegutachtung sowie ein Monitoring erforderlich sind. Darüber hinaus hat der Schwarzstorch in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot), so dass hier auch aus diesem Grund ein Monitoring erforderlich ist.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

3. Entwicklung von Nahrungshabitaten (G1.1, G1.3, G4.3, G6.2, O1.1, W6, W8.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzstorch sucht seine Nahrung überwiegend in aquatischen und amphibischen Habitaten (v. a. ruhige, feuchte Waldwiesen, Fließ- und Stillgewässer). In der Maßnahme werden für den Schwarzstorch geeignete, störungsarme Nahrungshabitats durch Fließgewässerrenaturierung, Auenrenaturierung, Anlage von Kleingewässern, Renaturierung von Waldwiesen und (Wieder-) Vernässung von Feuchtwiesen entwickelt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Schwarzstorches ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Der Wasserstand des Bodens ermöglicht die in der Maßnahme vorgesehene Bodenfeuchte.
- Nicht weiter als 5 km vom Schwarzstorchhorst entfernt (siehe oben), je näher desto besser.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum oder mind. 5 einzelne Kleingewässer empfohlen (idealerweise Kombination beider Typen).
- Fließgewässerrenaturierung G 6.2 (BAUER et al. 2005:274, HORMANN 2000:9, NLWKN 2010) mit extensiver Nutzung der Talau, Beseitigung von Aufstiegshindernissen für Fische (Schwellen, Wehre, Rohre, BOCK et al. 1993), Rückbau von Entwässerungseinrichtungen, Reduzierung der anthropogenen Sedimentfracht, Förderung der Eigendynamik und Wasserretention (JANSSEN et al. 2004:341 f.). V. a. bei Mittelgebirgsbächen mit ausgeprägtem Talcharakter schließt die Renaturierung idealerweise die gesamte Aue ein (d. h. nicht nur das unmittelbare Gewässer). Wo es vom Gefälle und den geomorphologischen Voraussetzungen her standortgerecht ist, kann die Entwicklung durch unterschiedliche Kies- und Steinschüttungen sowie durch lokale Einengung des Bachbetts beschleunigt werden. Derartige Maßnahmen erhöhen die Strukturvielfalt, ermöglichen ein Angebot von Fischlaichplätzen und fördern die Fließgewässerdynamik. Auch das Einbringen von Bäumen dient diesem Ziel und bietet Unterstände für Forellen. Wo Steine fehlen, schafft Totholz zudem Mikrohabitate für hartsubstratgebundene Kleintiere und „hilft“ weiterhin bei der Gestaltung fließgewässertypischer Strukturen. Ungünstig sind durchgängige, gleichmäßige Profilaufweitungen (JANSSEN et al. 2004:342 f.).
- Renaturierung von Auen: Rücknahme von Fichten in der Aue W6, W 8.1 (HORMANN 2000:9, KLAUS et al. 1993:27, LEIBL 1993, LWF 2008, JÖBGES 2006:16). Dadurch wird der zunehmenden Verarmung der Fließgewässer infolge Versauerung in fichtendominierten Gebieten entgegengewirkt (BOCK et al. 1993, JANSSEN et al. 2004:340, KLAUS et al. 1993:27), zudem wird v. a. in kleineren Tälern und bei dichten Nadelgehölzen die Barrierewirkung aufgehoben. Anpflanzen von standortgemäßen Ufergehölzen, Sukzession oder Anlage von Extensivgrünlandbereichen in der Bachau. Falls außerhalb geschlossener Wälder größere Bachabschnitte vollständig ohne Gehölzsaum sind: Initialpflanzung bachbegleitender Gehölzsäume (z. B. Weide, Erle) als Sichtschutz für den Schwarzstorch in der offenen Kulturlandschaft (JANSSEN et al. 2004:342 f., KLAUS et al. 1993:27). Entfernung von die Fließgewässer überspannenden **oder begleitenden (Stacheldraht-) Zäunen** (LWF 2008, HORMANN 2013). Sofern lokal möglich, Förderung von Bibern.
- Anlage von Kleingewässern G1.1, G1.3 (BAUER et al. 2005:274, HORMANN 2000 :8, JÖBGES 2006:16, LEIBL 1993). Die Kleingewässer dürfen nicht durch Aufstau von Fließgewässern entstehen und auch sonst keinen Anschluss an Fließgewässer haben (auch nicht im Nebenschluss), da ansonsten das Ökosystem des angrenzenden Baches (Fließgewässer) beeinträchtigt wird. Als geeignete Stellen verbleiben damit ehemals vernässte und vernässungsfähige, aber aktuell trockenliegende Standorte. Wenn keine dauerhafte Wasserführung möglich ist, bleibt der Wert für den Schwarzstorch lediglich auf die Funktion von

Amphibienlaichgewässern (Amphibien sind ebenfalls Schwarzstorchnahrung) beschränkt (JANSSEN et al. 2004:346, KLAUS et al. 1993:27). Möglich ist auch eine Extensivierung der Nutzung von ehemaligen Fischteichen, ggf. mit Erwerb der Fischrechte (LEIBL 1993). Bei Neuanlage sind Tümpel nur mit natürlichen Mitteln herzustellen (ggf. Tonsubstrate) und ggf. als Himmelsteiche, keine Verwendung von Folie. Bei Fischbesatz ist ein Besatz mit Raubfischen, die für den Schwarzstorch direkte Nahrungskonkurrenten sind, zu vermeiden; ggf. ist ein Abfischen erforderlich (vgl. GARNIEL 2014: 21). Netz- / Drahtüberspannungen der Gewässer sind aufgrund der Verletzungsgefahr zurückzubauen. Uferländer müssen teilweise von hohem und dichtem Bewuchs freigehalten werden, um die Nahrungserreichbarkeit dauerhaft zu erhalten (PLANWERK 2012: 109 ff). Zusätzlich soll der Gewässerrand zumindest in Teilen flach angelegt werden, sodass dem Schwarzstorch ein Waten im Flachwasserbereich ermöglicht wird. Zur Gewährung der Übersichtlichkeit soll sich ein gehölzfreier Raum von mindestens 20 m an den Gewässerrand anschließen (PLANWERK 2012: 109).

- Renaturierung von brach gefallenem Waldwiesen (HORMANN 2000:8, KLAUS et al. 1993:27). Offenhaltung z. B. durch Mahd mindestens bei Aufkommen von Gehölzen.
- (Wieder-) Vernässung von Feuchtgebieten G 4.3 (NLWKN 2010) insbesondere im Wald. Nach RYSLAVY & PUTZE (2000, Brandenburg) reicht oft schon eine Wasserrückhaltung durch einfache Staueinrichtungen aus, um z. B. Bruchwaldbereiche wieder unter Wasser zu setzen. Forstgräben sollen so unterhalten werden, dass sich in ihnen ein Kleinfischbestand halten kann. Dementsprechend sollen sie pflanzenbewachsene sonnige Abschnitte aufweisen und < 0,5 m tief sein. Aufgestaut werden können alte Entwässerungsgräben, natürliche Waldbäche sollen dagegen wegen ungünstigen Änderungen des Ökosystems Fließgewässer nicht aufgestaut werden (JANSSEN et al. 2004:333, 339).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Maßnahmen im Grünland und den Waldwiesen ist für eine Offenhaltung je nach Aufkommen von Gehölzbewuchs zu sorgen.
- Uferländer von Kleingewässern sind je nach Aufkommen und gemäß der Vegetationswüchsigkeit ggf. wiederkehrend in Teilabschnitten von dichtem und hohem Aufwuchs frei zu halten (vgl. HORMANN 2013, PLANWERK 2012: 109 f).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Kein Besatz mit Bachforellen aus Fischzuchtanlagen, da sie aufgrund ihrer genetischen Voraussetzungen als Satzfische in der Regel ungeeignet sind bzw. zur Verschlechterung des autochthonen Bachforellengrupps beitragen.
- Bei Fischbesatz ist ein Besatz mit Raubfischen, die für den Schwarzstorch direkte Nahrungskonkurrenten sind, zu vermeiden; ggf. ist ein Abfischen erforderlich (vgl. GARNIEL 2014: 21).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage der Habitats und bei Durchführung von Wiedervernässungen Wirksamkeit (Etablierung der Vegetation, Besiedlung durch Nahrungstiere) innerhalb von bis zu 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig innerhalb von bis zu 5 Jahren bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur zahlreich empfohlen (siehe die Angaben oben, PLANWERK 2012: 31 ff.).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Nach HORMANN (2013) hat die Anlage von Kleingewässern zu erhöhtem Bruterfolg in der Rhön und Knüll geführt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt.

- Der Schwarzstorch hat in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist hier ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Schwarzstorch bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten. Maßnahmen in den Bruthabitaten bzw. den Horsten sind Einzelfallentscheidungen und mit einem Monitoring zu begleiten.

Angaben zur Priorisierung:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.
- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen hat eine höhere Priorität als die Anlage von Kunsthorsten.
- Entwicklung von Nahrungshabitaten: Maßnahmen an Fließgewässern sind gegenüber Stillgewässern zu favorisieren.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bock, K.-H.; Brettefeld, R.; Kessler, A. (1993): Zur Ökologie des Schwarzstorches im Thüringer Wald. In Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Raufußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 17-22.

Garniel, A. (2014): Grundsätzliche Eignung von Maßnahmentypen zur Vermeidung von erheblichen Beeinträchtigungen windkraftsensibler Arten in Vogelschutzgebieten mit Schwerpunkt bei den Arten Rotmilan und Schwarzstorch. Kieler Institut für Landschaftsökologie (KIFL). Gutachterliche Stellungnahme im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Landesentwicklung. Stand 31. Oktober 2014. https://landesplanung.hessen.de/sites/landesplanung.hessen.de/files/content-downloads/Endfassung_KIFL_Gutachten_31_10_2014.pdf (Abruf am 27.10.15)

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Bearb., 1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1. Gaviiformes – Phoenicopteriformes. Seetaucher, Lappentaucher, Sturmvögel, Ruderfüßler, Schreitvögel, Flamingos. Aula-Verlag, Wiesbaden, 483 S.

Hauff, P. (1993): Habitatstrukturen von Schwarzstorchbrutplätzen in Westmecklenburg. Schriftenreihe für Umwelt- und Naturschutz im Kreis Minden-Lübbecke 2: 64-69

Hormann, M. (2000): Schwarzstorch – *Ciconia nigra*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung

Hormann, M. (2011): Die heimliche Rückkehr des Schwarzstorches. Der Falke 58 (8): 304-307.

Hormann, M. (2013): Maßnahmenblatt Schwarzstorch (*Ciconia nigra*). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.

Institut für Botanik und Landschaftskunde Thomas Breunig (Bearb. Siegfried Demuth, Judith Knebel 2004): Ökologische Wirkung von PLENUM-Projekten. Literaturstudie. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 144 S.

- Isselbacher, K. (2003): Bestand, Verbreitung und Habitatpräferenzen des Schwarzstorches *Ciconia nigra* L. 1758 in Rheinland-Pfalz und Hessen. Diplomarbeit Philipps-Universität Marburg, 59 S.
- Jans, M.; Lorgé, P. & J. Weiss (2000) : Der Schwarzstorch *Ciconia ciconia* in Luxemburg. *Regulus Wiss. Bericht*. Nr. 18: 15-30
- Janssen, G. (2008): Lebensräume und Schutz des Schwarzstorchs (*Ciconia nigra*) in Schleswig-Holstein. *Berichte zum Vogelschutz* 45: 81-88.
- Janssen, G.; Hormann, M.; Rohde, C. (2004): Der Schwarzstorch *Ciconia nigra*. Die Neue Brehm-Bücherei 468, Westarp Wissenschaften Magdeburg.
- Jöbges, M. (2006): Die Rückkehr des Schwarzstorches *Ciconia nigra* nach NRW. Habitatansprüche, Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen. *LÖBF-Mitteilungen* 2/2006: 14-16.
- Klaus, S.; Franz, D.; Stede, T. (1993): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Schwarzstorchs *Ciconia nigra* in Thüringen. In *Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Rauhußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 23-28.*
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV 2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für die Brutvögel und die Fledermausarten in NRW, Stand 28.12.2010. <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/downloads>, Abruf 27.07.2011
- Leibl, F. (1993): Die Situation des Schwarzstorchs in Bayern unter besonderer Berücksichtigung der Oberpfalz. In *Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Rauhußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 11-16.*
- LWF Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: Erhaltungsmaßnahmen für walddrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). <http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-walddrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf>, Abruf 27.7.2011
- Miltshev, B.; Kodshabashev, N. & D. Tschobanov (2000): Zur Nahrung des Schwarzstorches *Ciconia nigra* nach der Brutzeit in Südost-Bulgarien. *Vogelwelt* 121 (1): 51 – 53.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Schwarzstorch (*Ciconia nigra*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff, Abruf 27.07.2011
- Nottorf, A. (1993): Schwarzstorchschutz in Niedersachsen. In *Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Rauhußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 35-39.*
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beitr. Avifauna NRW Bd. 37*, Bonn.
- PlanWerk (2012): [Artenhilfskonzept für den Schwarzstorch \(*Ciconia ciconia*\) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. 119pp.](#)
- Ryslavy, T. & M. Putze (2000): Zum Schwarzstorch (*Ciconia nigra* [L., 1758]) in Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 9(3): 88-96.
- Sackl, P. (1985): Der Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) in Österreich – Arealausweitung, Bestandsentwicklung und Verbreitung. *Vogelwelt* 106 (4): 121 – 141.
- Sackl, P. (1993): Beobachtungen zum Thermiksegeln und zur Flugbalz des Schwarzstorchs (*Ciconia nigra*). *Ökologie der Vögel* 15: 1 – 16
- Schonert, P. (2000): Horstunterlagen für Schwarzstorch. *Biologische Medien, Luckau* 29 (2000): 99-100.
- Weingardt, A. (2000): Der Schwarzstorch (*Ciconia nigra* [L., 1758]) im Spreewald. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 9(3): 97-102

1.51 Sperber (*Accipiter nisus*)

Sperber *Accipiter nisus* ID 54

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Sperber brütet in meist jährlich neu gebauten Horsten (ORTLIEB 1987, IGS 2008 S. 38, SCHNEIDER et al. 1996). Die Reviertreue ist in der Regel hoch ausgeprägt, so dass die Horste früherer Jahre im Umfeld des aktuell benutzten Horstes liegen. Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Horstbaumes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (strukturell geeignete Gehölze) im Umkreis von bis zu 100 m um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum abgegrenzt.

Ruhestätte: Sperber nächtigen / ruhen im Horst und in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Vorhandensein geeigneter Bruthabitate: Der Sperber brütet meist in Stangenholz. Grundsätzlich werden alle Baumarten angenommen, eine Bevorzugung besteht jedoch für 20-50jährige Stangenholzparzellen von Fichte, Lärche und Kiefer (auch in Mischung mit Laubholz). Wenn Nadelhölzer fehlen, brüten Sperber auch in reinen Laubstangenhölzern (MEBS & SCHMIDT 2006, IGS 2008, S. 33), weiterhin auch zunehmend in Siedlungs- und Innenstadtbereichen (IGS 2008, SANDKE 1992). Außerhalb des Waldes können Sperber auch in schmalen Gehölzstreifen, breiten, baumdurchsetzten Hecken, Gehölzinseln, städtischen Grünanlagen bis hin zu Alleen und Einzelbäumen nisten (KNÜWER in NWO 2002, S. 73).
- Vorhandensein geeigneter Nahrungshabitate: Reich strukturierte Landschaft mit hohem Kleinvogelvorkommen und genügend Deckung, die der Sperber als „Überraschungsjäger“ bei der Nahrungssuche nutzen kann (z. B. Waldränder, baum- und heckenreiche Kulturlandschaften, Höfe mit Baumbestand, Ortsrandlagen mit größeren Gärten, Gartenstädte, usw.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

1. Optimierung von Bruthabitaten: Auflichten dichter Gehölzbestände (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Sperber bevorzugen für die Anlage ihrer Horste Fichten- oder Lärchenstangenholz. Vorhandene, sehr dichte Bestände dieser Baumarten werden mittels angepasster Durchforstung in ihrer Eignung für den Sperber optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Dichtes, undurchforstetes Stangenholz ca. 20-40 Jahre aus Fichte, Lärche, Kiefer; Laubholz-Stangenholz mit beigemischter Fichte, Lärche, Kiefer (IGS 2008, S. 33; ORTLIEB 1987, S. 67, SCHNEIDER et al. 1996, S. 33).
- Nähe zu geeigneten Nahrungshabitaten und Gewährleistung freier Anflugmöglichkeit: Die Flächen sollen nach mind. 1 Seite offen sein (Waldrand, Jungwuchs oder Waldlichtung), keine Flächen mitten im Inneren dichter, großflächiger Wälder (v. a. keine großen Nadelholzforste wegen geringem Aufkommen von Kleinvögeln: FEHSE 2008, IGS 2008 S. 305, SCHNEIDER et al. 1996).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Der Bestand muss so groß und geschlossen sein, dass er standsicher ist (mind. „Feldgehölzgröße“, bei Flächen innerhalb von Wäldern mind. 0,5 ha).
- Oft nimmt der Sperber Stangenholzbestände nach der ersten regulären Durchforstung an (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 306). Bei zu starker Durchforstung nimmt die Habitateignung für den Sperber aber wieder ab (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 312), was möglicherweise mit der Prädationsgefahr (Habicht, Marder) zusammenhängt (FRIEMANN 1993, SCHNEIDER et al. 1996). Meist werden in größeren Waldgebieten alle Stangenhölzer gleichzeitig und so radikal ausgelichtet, dass kaum noch geeignete Brutmöglichkeiten verbleiben (FRIEMANN 1993, S. 11). Der Sperber bevorzugt Fichtenbestände, bei denen die typische trockene Beastung der Stämme bis zum Fuß des Baumes reicht (ORTLIEB 1987, S. 67). Nach IGS (2008, S. 34) kann als Faustregel ein Nadelwald dann als geeignet gelten, „wenn er ohne allzu große Mühe aufrecht gehend begangen werden kann.“ FRIEMANN (1993, S. 12) und SCHNEIDER et al. (1996, S. 33) empfehlen, dass bei der Durchforstung mehrere dichtere und dunklere Parzellen (je 100-400 qm nach FRIEMANN) erhalten bleiben sollen, die der Sperber zur Horstanlage nutzen kann.
- Das bei der Durchforstung anfallende Astwerk kann für den Sperber offenbar ungünstig wirken, da ihm beim Rupfen die Sicht auf Bodenfeinde versperrt ist, sofern er nicht hochstehende Wurzeln oder halbhoch liegende umgestürzte Bäume nutzen kann (FRIEMANN 1993, S. 12). In den Maßnahmenflächen soll daher der Boden dementsprechend weitgehend geräumt werden bis auf einzelne Stämme als potenzielle Rupfplätze. Ggf. sind einzelne Schneisen anzulegen zur Schaffung von Flugbahnen / freier Anflugmöglichkeit zu den Horstbäumen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Bestände verlieren mit zunehmendem Gehölzalter / geringer werdender Deckung ihre Eignung als bevorzugter Sperberbrutplatz. In Gebieten, wo nur wenige geeignete Bruthabitate für den Sperber vorhanden sind, ist ein Pflegemanagement in Zusammenarbeit mit den Forstbehörden zu empfehlen, um ein mittel- bis langfristiges Angebot an Bruthabitaten für den Sperber sicherzustellen (FRIEMANN 1993, S. 12).
- Kein gleichzeitiges Vorkommen des Habichts (Habicht als Prädator des Sperbers, ORTLIEB 1987 S. 106) in unmittelbarer Nähe zum Maßnahmenstandort.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- FRIEMANN (1993, S. 12) berichtet von Flächen im Darmstädter Ostwald und von der Bergstraße (Hessen), wo „zusammen mit den Revierförstern einige wenige Versuche dazu durchgeführt wurden, die zeigten, dass der Sperber genau diese „Brutplätze nach Maß“ annahm.“
- Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 7.11.2011) besteht für NRW jedoch keine Maßnahmeneignung (Fehlen entsprechend dichter Bestände).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: keine

2. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (O3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Sperber erbeutet seine Nahrungstiere aus einem schnellen und wendigen Jagdflug unter Ausnutzung von Deckung. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitate für den Sperber, indem für seine Nahrungstiere günstige Strukturen (z. B. Hecken, Waldrandgestaltung) geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Sperbers ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Maßnahmen im Acker: keine Umwandlung von Grünlandstandorten
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 500 m) im Aktionsraum empfohlen.
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Sperber relevanten Nahrungstieren:
- Anlage und Pflege von Hecken: Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Sperbers durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigten Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).
- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen: Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubböhmern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst“. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhäufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August, Abtransport des Mahdgutes. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.

- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht mit hohen Baumreihen o. a.
- Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Hecken, Baumreihen, Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZADLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahmen sind kurzfristig wirksam. Der Maßnahmentyp (Strukturierung von Offenland, Erhöhung der Bestandszahlen potenzieller Beutetiere) wird von BAUER et al. (2005, S. 331) für den Habicht empfohlen. Wissenschaftliche Nachweise zur Wirksamkeit liegen bezogen auf den Habicht nicht vor, die Maßnahmen sind jedoch von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Geeignete Maßnahmen für die Bruthabitate liegen nicht vor. Bezüglich der Nahrungshabitate sind in ausgeräumten Landschaften Maßnahmen zur Strukturierung durchführbar, die sich günstig auf die Nahrungstiere des Sperbers und somit auch auf den Sperber selbst auswirken.

Angaben zur Priorisierung:

- Optimierung von Bruthabitaten: Auflichten dichter Gehölzbestände: geringe Priorität

Quellen:

- Fehse, C. (2008): Vom Sperber (*Accipiter nisus*) im Odenwald. *Collurio* 28: 107-113.
- Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 (7): 209-215.
- Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. *Mitt. Ver. Sächs. Ornithol.* 9: 87-100.
- Friemann, H. (1993): Sperber - *Accipiter nisus*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): *Avifauna von Hessen*, 1. Lieferung
- Gruttke, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 367-376.
- IGS Interessengemeinschaft Sperber (2008): Wie findet man Brutplätze des Sperbers? In: IGS Interessengemeinschaft Sperber (Hrsg.): *Die Sperber in Deutschland. Eine Übersicht mit Beiträgen aus 15 Regionen*. Books on Demand GmbH, Norderstedt, S. 33-40
- Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): *Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010*. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): *Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände*. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): *Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994*. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
- Ortlieb, R. (1987): *Die Sperber Accipitridae*. Die Neue Brehm-Bücherei, Band 523. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 164 S.
- Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B.; Blum, H. (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. *Ornithologischer Beobachter* 83: 7-34.
- Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. *Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg* 33: 51-53.
- Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte ANL* 16: 123-160
- Sandke, C. (1992): Horste des Sperbers (*Accipiter nisus*) in Laubwaldbeständen auf Bochumer Stadtgebiet. *Charadrius* 28: 30-32.
- Schneider, H.-G.; Enders, B.; Gottmann, A.; Wilke, M. (1996): Der Sperber (*Accipiter nisus*) in Nordhessen – Ergebnisse langjähriger Untersuchungen (1980-1994) zur Bestandsentwicklung, Siedlungsdichte, Siedlungsweise und Brutbiologie auf vier Probeflächen. *Vogelkundliche Hefte Edertal* 22: 29-37

1.52 Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*)

Sperlingskauz *Glaucidium passerinum* ID 122

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Sperlingskauz ist ein Höhlenbrüter, welcher sich seine Höhle aber nicht selbst zimmert, sondern in verlassenem Baumhöhlen (v.a. Buntspechthöhlen) brütet (BAUER et al. 2005: 706). Als Fortpflanzungsstätte werden die Baumhöhle und eine störungsarme Umgebung von > 10 m (planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz nach GASSNER et al. 2010: 194) verstanden, deckungsreiche Tageseinstände sind inklusive eines Puffers von > 10 m in die Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte einzubeziehen.

Ruhestätte: Sperlingskäuse ruhen in Baumhöhlen oder in Gehölzen (dichte Koniferen, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 487). Die Ruhebäume der Brutvögel befinden sich in der Brutphase meist gegenüber der Bruthöhle in jüngeren bis mittelgroßen Fichten mit gedecktem Einstand (HORMANN & MENNIG 1995: 2). Ruhestätten von Brutvögeln sind in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Sperlingskauz bevorzugt ältere Nadel- und Mischwälder mit aufgelockerter Struktur und Spechthöhlen als Brutplätze sowie Lichtungen, Ränder von Hochmooren, Dickungen oder Stangenhölzern als Nahrungshabitate. Wichtige Habitatelemente sind: Deckung, erreichbare vielfältige Nahrung, Baumhöhlen, geringer Feind- und Konkurrenzdruck (MEBS & SCHERZINGER 2008: 336; RAMACHERS & SPIELER 2006: 659).
- Das Vorhandensein von Spechthöhlen (v. a. des Buntspechts) ist für den Sperlingskauz von besonderer Bedeutung: als Bruthöhle, als Fresshöhle und als Depot für Winternahrung. Schwarzspechthöhlen werden als Bruthöhle gemieden, da sie für den Baumranger leicht zugänglich sind (HORMANN & MENNIG 1995: 2). Sie können jedoch im Winter als Schlaf-, Fraß- oder Depothöhle von Bedeutung sein (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 181).
- Aufgrund des starken Badebedürfnisses im Winterhalbjahr sind Gewässer im Sperlingskauzrevier von Bedeutung: Durch die Verhaltensweise des „Auftauens“, bei der in Frostperioden gefrorene Depotbeute aktiv in den Füßen unter dem Bauchgefieder aufgetaut wird, kommt es zu Gefiederverschmutzungen. In dieser Phase baden die Käuze viel, um das Gefieder zu säubern (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 182).
- Es bestehen Hinweise auf Wechsel zwischen Winterrevier (mit besserer Deckung im Nadelwald) und Sommerrevier (mit reichem Höhlenangebot im Laubwald; MEBS & SCHERZINGER 2008: 336).
- Als Höhlenbaum werden v. a. Fichten genutzt (MEBS & SCHERZINGER 2008: 350, WIESNER 2001).
- Die Jagd erfolgt meist als Ansitzjagd, wobei Nahrungstiere (v.a. Kleinnager, ferner Kleinvögel) entlang von Sonderstrukturen (z.B. Schneisen, Lichtungen, Bachränder, Ränder dichter Bestände) erbeutet werden (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 181).

Maßnahmen

1. Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Sperlingskäuze brüten natürlicherweise in Baumhöhlen, oft in Buntspechthöhlen. In der Maßnahme werden entweder aktuell günstig ausgeprägte Bruthabitate für den Sperlingskauz durch Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters erhalten, bei Mangel an Totholz kann eine Totholzanreicherung zur Förderung des Buntspechtes stattfinden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gehölzbestände mit für den Sperlingskauz geeigneter Struktur (v. a. aufgelockerte, ältere Nadel- und Mischwälder, Nähe zu deckungsreichen Tageseinständen) und für den Sperlingskauz geeigneten potenziellen Brutbäumen.
- Vorkommen des Buntspechtes o. a. Höhlenbauer im Bestand oder der unmittelbaren Umgebung nachgewiesen.
- Idealerweise Bestände, in denen Gewässer vorhanden sind (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 182).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Art auf Höhlen anderer Arten (im Regelfall Buntspechthöhlen) angewiesen ist.
- Bei Mangel an Totholz: Buntspechte sind wichtige Höhlenlieferanten des Sperlingskauzes. Buntspechte legen ihre Höhlen bevorzugt in vorgeschädigte Gehölze an. Daher wird bei Mangel an entsprechenden Strukturen auch der Totholzreichtum der Fläche erhöht. Erhöhung des Anteils von stehendem Totholz (als potenzielle Höhlenbäume für den Buntspecht) mit mind. mittlerem Brusthöhendurchmesser (35 cm), z. B. durch Ringeln des Stamms.
- Alle Bäume mit Buntspechthöhlen sind zu erhalten.
- Im Regelfall Durchführung in Kombination mit Maßnahme 2 (Begründung siehe unten bei Prognosesicherheit).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherheitspflicht zu entlassen.
- Keine Förderung des Waldkauzes (z.B. Aufhängen von Nistkästen) im potenziellen Sperlingskauzhabitat, um den Prädationsdruck auf den Sperlingskauz zu minimieren (LANDESVERBAND EULEN-SCHUTZ SCHLESWIG-HOLSTEIN 2015.).

- Bei Erhöhung des Erntealters soll zum Erntezeitpunkt gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.
- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit des Sperlingskauzes (Mitte Februar bis Ende Juli).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung Erntealter: Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode (in Kombination mit Maßnahme 2).
- Förderung Totholz (Schaffung günstiger Brut- und Nahrungshabitate für den Buntspecht als wesentlichen Höhlenbauer): (mittel- bis) langfristige Wirksamkeit, bis durch den Buntspecht die für den Sperlingskauz brauchbare Höhlen entstehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahme ist i.d.R. kurzfristig wirksam. Maßnahmen zur Entwicklung von Totholz benötigen bis zu ihrer Wirksamkeit mehr Zeit.
- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Maßnahmen zum Schutz von bekannten sowie potenziellen Höhlenbäumen werden z. B. von LANUV (2014), NLWKN (2010: 4) empfohlen, weiterhin inklusive der Anreicherung mit Totholz als Habitatgrundlage für den Haupthöhlenlieferanten Buntspecht von BAUSCHMANN et al. (2007: 77), HÖLZINGER & MAHLER (2001: 194), MÜLLER-KROEHLING et al. (2006: 157) sowie RAMACHERS & SPIELER (2016: 667)..
- Eignung von Höhlenbäumen: Durch Kontrolle vom Boden aus kann im Regelfall nicht entschieden werden, ob eine Buntspechthöhle für den Sperlingskauz geeignet ist oder aus verschiedenen Gründen nicht in Frage kommt (z. B. nur Höhlenanfang, mit Wasser vollgelaufen, Besatz durch andere Art etc.). Vom Boden aus ist nur das scheinbare Höhlenangebot (Begriffe nach RUDAT et al. 1979: 296 ff. für Schwarzspechthöhlen) ermittelbar (Zahl der Bäume mit Höhlen, ungeachtet der Qualität der Höhlen). Das tatsächliche Höhlenangebot (Zahl der Bäume mit Höhlen, die mind. eine gute Höhle enthalten) kann praktisch nur durch Ersteigen der Höhlenbäume ermittelt werden. Das aktuelle Höhlenangebot, was für den Sperlingskauz entscheidend ist, wird durch die Zahl der bereits besetzten Höhlen durch andere Arten bestimmt. Da im Regelfall eine aufwändige Ermittlung des aktuellen Höhlenangebotes nicht vorliegt, sondern nur Daten zum scheinbaren Höhlenangebot, ist die Maßnahme mit einer Unsicherheit verbunden.
- Totholzförderung: Ob die Förderung von Totholz auf einer konkreten Maßnahmenfläche tatsächlich zu einer Höhlenbautätigkeit des Buntspechtes führt, die letztlich zu einem aktuellen Höhlenangebot des Sperlingskauzes führt, ist mit Unsicherheit verbunden. Selbst im günstigen Fall ist mit einer mindestens mittelfristigen Zeitdauer bis zur Wirksamkeit auszugehen. Weiterhin bestehen die o. g. Unsicherheiten in der Bewertung der Grundeignung eines Bestandes bezüglich des Verhältnisses von scheinbarem und aktuellem Höhlenangebot auch bei dieser Maßnahme.
- Für den Fall, dass die Maßnahme nicht mit Maßnahme 2 (Nisthilfen) kombiniert wird, bleiben Unsicherheiten in der Eignungsbewertung konkreter Bestände und der Durchführung aktiver Komponenten.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als CEF-Maßnahme im Einzelfall klären)

2. Anbringung von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Sperlingskauz brütet in nicht selbst angelegten Höhlen. In höhlenarmen Gebieten wird durch Anbringung artspezifischer Nistkästen das Angebot an Brutmöglichkeiten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens).
- Mit Ausnahme des Vorhandenseins ausreichender Bruthöhlen müssen die sonstigen Habitatanforderungen des Sperlingskauzes erfüllt werden (Alternativ Durchführung in Kombination mit Maßnahme 1).
- Durchführung im Regelfall in Kombination mit einer Habitat gestaltenden Maßnahme (Maßnahme 1 oder 3).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Pro Paar Anlage von mind. 3 Nistkästen.
- Orientierungswerte für Maße nach LANDESVERBAND EULEN-SCHUTZ SCHLESWIG-HOLSTEIN (2015): Innenraum: 16 x 16 cm; Einflugöffnung: 4,6 cm rund; im 10 Grad-Winkel nach oben ansteigend, 35 cm über Nistkastenboden; Nistkastenhöhe: Front 50 cm; Rückwand 55 cm; Dach: 35 x 32 cm.
- Aufhängehöhe 3-4 m. Anbringung an Bäumen an Lichtungen / Wegen (LANDESVERBAND EULEN-SCHUTZ SCHLESWIG-HOLSTEIN 2015) mit freiem Anflug.
- Das Anbringen von Nisthilfen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit außerhalb der Brutzeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit des Sperlingskauzes (Mitte Februar bis Ende Juli) im Umfeld von mind. 100m zu den Kästen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Es sollte keine Förderung des Waldkauzes (z.B. Aufhängen von Nistkästen) im potenziellen Sperlingskauzhabitat stattfinden, um den Feinddruck auf diesen zu minimieren (LANDESVERBAND EULEN-SCHUTZ SCHLESWIG-HOLSTEIN 2015).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Käuzen eine Eingewöhnung zu ermöglichen, ist jedoch eine Vorlaufzeit von mind. 1 Jahr zu veranschlagen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig wirksam.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur teilweise genannt (BAUER et al. 2005: 708, LANDESVBAND EULENSCHUTZ IN SCHLESWIG-HOLSTEN 2015, LIEB 2002: 144, SCHULENBURG 1992: 363). Der Sperlingskauz gehört allerdings bisher nicht zu den Arten, für die üblicherweise Nistkästen empfohlen werden (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001: 75; KIEL 2007: 156, MEBS & SCHERZINGER 2008: 353, NLWKN 2010: 4, SCHERZINGER 2004: 302). Nach BAUER et al. (2005: 708) sind „Nistkästen als Ersatz für verlorene Höhlenbäume nur in sehr günstigen Lebensräumen sinnvoll.“ Da Nistkastenbruten des Sperlingskauzes nachgewiesen sind (HEINTZENBERG 2011: 25, HORMANN & MENNIG 1995: 2, PFENNIG 1995: 126) und die Maßnahme von der Artökologie her hinreichend plausibel ist, wird sie bei Mangel an geeigneten Bruthöhlen mit „sehr hoch“ bewertet.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

3. Strukturierung von Waldbeständen (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Sperlingskauz weisen aufgelockerte Nadel- und Mischwälder mit Schneisen und Lichtungen eine hohe Bedeutung als Nahrungshabitat auf, wobei die umgebenden Nadelholzbestände als bevorzugte Tageseinstände dienen. Bei der Maßnahme werden v. a. einschichtig ausgeprägte Nadelholz-Altersklassenbestände o. a. dichtwüchsige Bestände durch Strukturierungen in ihrer Eignung erhöht. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Sperlingskauzes ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht immer möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt im Revier liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Nähe zu Bruthabitaten.
- Idealerweise Bestände, in denen Gewässer vorhanden sind (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 182).
- Einschichtiger, relativ dichter, struktur- und artenarmer Nadelholz-Bestand (v. a. Fichte, ferner auch Kiefer oder Lärche) mit fehlender oder geringer Krautschicht.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme 1).
- Innerhalb der Maßnahmenfläche Strukturierung der bisher artenarmen, einschichtigen und dichten Bestände durch Anlage von besonnten kleinen Lichtungen, Waldwiesen oder Schneisen für die Nahrungssuche. Mindestgröße pro Lichtung ca. 300 qm. Die Freiflächen dürfen jedoch nicht so groß werden, dass der Grenzlinieneffekt verloren geht und Witterungseinflüsse (Wind, Regen) die Erreichbarkeit der Beute herabsetzt bzw. sich die Prädationsgefahr durch den Aufenthalt auf einer großen Freifläche erhöht (in Anlehnung an HEIDRICH 1990:9 für den Raufußkauz).

- Strukturierung durch truppweise Beimischung heimischer, standortgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten) unter Berücksichtigung ggf. kleinflächig bereits vorhandenen (Laubholz-) Bestandes. Der Nadelholzanteil (aktuell meist 100 %) soll je nach lokalen Bedingungen mittel- bis langfristig zwischen 40 und 60 % liegen. Eine vollständige Räumung von Nadelholz soll nicht stattfinden, da dies für den Sperlingskauz als Deckung von Bedeutung ist.
- Anlage von Kleingewässern, Rückbau von Entwässerungsmaßnahmen.
- Kein Einsatz von Rodentiziden (SCHERZINGER 2004: 306).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegearbeiten zur Sicherstellung o. g. Strukturen.
- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit (Ende Februar bis Ende Juli).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Starker Mäusebesatz und sich ausbreitende Vergrasungen können negative Auswirkungen auf angrenzende Flächen haben.
- Zielkonflikte beim Waldumbau beachten, z. B. wenn die vollständige Umwandlung von Nadelholz (Funktion als Deckung für den Sperlingskauz, Fichte oft als Höhlenbaum) in Laubholz vorgesehen ist (NLWKN 2010: 4).
- Keine zu starke Aufflichtung (Kahlschlag!), da Waldkäuze lichte Strukturen bevorzugen und als Prädatoren für den Sperlingskauz gelten (gilt auch für Waldwiesen etc.)
- Es sollte keine Förderung des Waldkauzes (z.B. Aufhängen von Nistkästen) im potenziellen Sperlingskauzhabitat stattfinden, um den Feinddruck auf diesen zu minimieren (LANDESVIRBAND EULEN-SCHUTZ SCHLESWIG-HOLSTEIN 2015).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von bis zu 2 Jahren. Innerhalb dieses Zeitraumes ist nach anfänglicher Aufflichtung mit einem Aufkommen von krautiger Vegetation und Kleinsäugetieren zu rechnen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche sind gut bekannt. Maßnahmen zum Erhalt / zur Förderung reichstrukturierter, grenzlinienreicher Wälder mit Lichtungen, Schneisen, Waldwiesen etc. als Nahrungshabitat für den Sperlingskauz werden z. B. von BAUSCHMANN et al. (2007: 77), BAUER et al. (2005: 708), HORMANN & MENNIG (1995: 2), KIEL (2007: 156), LANUV (2014), MÜLLER-KROEHLING et al. (2006: 157), (NADLER 2004: 15), NLWKN (2010: 4), SCHERZINGER (2004: 302) vorgeschlagen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme ist jedoch entsprechend der Artökologie plausibel.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Sperlingskauz bestehen geeignete Maßnahmen für die Brut- und Nahrungshabitate.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
 Bauschmann, G.; Geseke, C.; Hormann, M.; Jokisch, S.; Kuprian, M.; Leicht, E.; Löffler, G.; Lösekrug, R.; Mai, H.; Richarz, K.; Rittershofer, B.; Rüblinger, B.; Winkel, S. (2007): Natura 2000 praktisch in Hessen. Artenschutz im Lebensraum Wald.

Hrsg. Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Hessen; Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz; Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland, Landesbetrieb Hessen-Forst, 192 S.

Heintzenberg, F. (2011): Der Sperlingskauz als Nistkastenbrüter in Südschweden. *Eulenwelt* 2011: 53-55.

Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Heidrich, M. (1990): Zum Einfluß der Altersklassenstruktur intensiv bewirtschafteter Nadelholzforste auf Dispersionsmuster und Reproduktion des Raufußkauzes, *Aegolius funereus*. *Thüringer Ornithologische Mitteilungen* 40: 1-17.

Hölzinger, J. und Mahler, U. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Nicht Singvögel Bnd. 2.3.: 168-194.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.

Kiel, E. F. (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen - Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen: Hrsg. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), Düsseldorf, 257 S.

LANUV, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2014): Naturschutz-Fachinformationssystem NRW, Steckbrief Sperlingskauz. <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/schutzziele/102973>. Stand der Seite : 2014. Abruf 26.02.2016.

Landesverband Eulen-Schutz Schleswig-Holstein (2015): Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*). http://www.eulen.de/eulen/spk_g.php#Schutz. Abruf am 28.02.2016.

Lieb, K. (2002): Nistkastenbrut des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum*) im Weilhartforst / Oberösterreich. *Egretta* 45: 143-145.

Mebs, T., Scherzinger, W. (2008): Die Eulen Europas – Biologie, Kennzeichen, Bestände: 334-356.

Müller-Kroehling, S.; Franz, Ch.; Binner, V.; Müller, J.; Pechacek, P.; Zahner, V. (2006): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhanges II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhanges I der Vogelschutz-Richtlinie in Bayern als Praxishandbuch und Materialsammlung für das Gebietsmanagement der NATURA 2000-Gebiete. Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, http://www.lwf.bayern.de/publikationen/daten/sonstiges/p_34538.pdf vom 17.3.2011.

Nadler, K. (2004): Aktuelles über den Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum* L.) in der Böhmisches Masse Österreichs und Konsequenzen für Natura 2000. — *Vogelkd. Nachrichten Oberösterreich - Naturschutz aktuell* 12 (2): 1-19.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 26.02.2016.

Pfennig, H. G. (1995): Erfolgreiche Nistkastenbrut des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum*) im Ebbegebirge. *Charadrius* 31: 126-129.

Ramachers, P.; Spieler, P. (2016): Sperlingskauz *Glaucidium passerinum* (Linnaeus, 1758). In: Dietzen, C.; Folz, H.-G.; Grunwald, T.; Keller, P.; Kunz, A.; Niehuis, M.; Schäf, M.; Schmolz, M.; Wagner, M. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 3 Greifvögel bis Spechtvögel (*Accipitriformes* – *Piciformes*). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, Beiheft 48: 658-667.

Rudat, V.; Kühlke, D.; Meyer, W.; Wiesner, J. (1979): Zur Nistökologie von Schwarzspecht (*Dryocopus martius* (L.)), Raufußkauz (*Aegolius funereus* (L.)) und Hohltaube (*Columba oenas* L.). *Zool. Jb. Syst.* 106: 295-310.

Scherzinger, W. (2004): Raufußkauz, Sperlingskauz & Co. - wie reagieren waldbewohnende Eulenarten auf ein durch Forstwirtschaft verändertes Lebensraumangebot. *Vogelwelt* 125: 297-307.

Schulenburg, J. (1992): Die Situation des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum*) in immissionsbedingt aufgelichteten Fichtenforsten des Erzgebirges. *Acta ornithoecol.* 2: 355-364.

Wiesner, J. (2001): Die Nachnutzung von Buntspechthöhlen unter besonderer Berücksichtigung des Sperlingskauzes in Thüringen. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (2001): 79-94.

1.53 Steinkauz (*Athene noctua*)

Steinkauz *Athene noctua* ID 56

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Steinkauz brütet in Höhlen und Nischen, meist in Bäumen oder an Gebäuden, lokal bestehen auch „Nistkastenpopulationen“. Die Reviergröße ist abhängig von der Habitatausstattung, bei günstigen Bedingungen reichen wenige Hektar. Der Steinkauz ist meist standortstreu, Weibchen siedeln am ehesten im Einzelfall über größere Entfernungen um; im Winter kann der Aktionsraum besonders in Siedlungen hinein ausgedehnt werden. Die Bruthöhlen werden überwiegend wiederbenutzt. Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt, d. h. die Bruthöhle (falls nicht auskartiert: Das Revierzentrum) im räumlichen Verbund mit weiteren geeigneten Nisthöhlen und strukturiertem Offenland (insbesondere beweidete Flächen mit geeigneten Sitzwarten) innerhalb der Reviergrenzen.

Ruhestätte: Neben der Bruthöhle werden weitere (Baum-) Höhlen und deckungsreiche Tageseinstände (Nischen an Gebäuden, Scheunen, Schuppen, Baumgruppen) innerhalb des Reviers als Ruhestätte angesehen.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Höhlen meist in Obst- oder Kopfbäumen oder Nischen an Gebäuden als Brutplatz (vielerorts auch Nistkästen)
- Deckungsreiche Tageseinstände (Bäume, Scheunen, Schuppen, Holzstapel) als Ruheplatz
- Strukturiertes, kurzrasiges Grünland (insbesondere Dauerweide) mit Weidepfählen, Einzelbäumen o. a. Sitzwarten

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der größte Teil der Jungvögel siedelt sich in < 10 km Entfernung vom Geburtsort an (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 331). Maßnahmen zur Neuschaffung von Revieren sollen möglichst in unmittelbarer Nähe zu stabilen Quellpopulationen stattfinden (< 2 km, je näher desto besser; vgl. ZENS 2005), max. in 10 km Entfernung (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).

Sonstiges

- Da Steinkauzvorkommen oft auf / bei landwirtschaftlichen Betrieben liegen, ist für den Maßnahmen Erfolg in der Regel eine Zusammenarbeit mit dem betreffenden Landwirt erforderlich. Weiterhin werden Steinkauzvorkommen oft von Einzelpersonen / Gruppen betreut, die an der Maßnahmenkonzeption ebenfalls beteiligt werden sollen.

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Steinkauz brütet natürlicherweise in vorhandenen Höhlen, meistens in Baumhöhlen. Bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten werden durch das Anbringen von artspezifischen Nistkästen dem Steinkauz neue Brutmöglichkeiten angeboten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen, insbesondere zu Straßen und Bahnlinien (s. Einführung zum Leitfaden, WICHMANN & BAUSCHMANN 2015). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Nicht in unmittelbarer Waldrandnähe (Waldrandnähe begünstigt Waldkauzvorkommen, Waldkauz als Prädator vom Steinkauz) (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
- Im Umkreis von < 200m zu Nahrungshabitaten (VOSSMEYER et al. 2006).
- Idealerweise unmittelbare Nähe zu Quellpopulationen des Steinkauzes (bis 2 km ideal), nicht weiter als max. 10 km (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Um Konkurrenzsituationen mit anderen Vögeln (z. B. Star) vorzubeugen und um dem Steinkauz ~~auch eine~~ notwendige Schlafhöhlen und Höhlen mit Depotfunktion anzubieten, sind pro Revierpaar mind. 3 artspezifische Nistkästen (Niströhren) anzubringen (FURRINGTON & EXO 1982). Zwischen den Nisthilfen sollte ein Mindestabstand von 50 m, idealerweise 100 m liegen (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
 - Artspezifische Nistkästen für den Steinkauz (Länge ca. 90 -100 cm, Durchmesser ca. 18 cm) und Details zur Anbringung sind in der Literatur zahlreich beschrieben (z. B. FURRINGTON & EXO 1982, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 330; RUGE 1989, S. 41, SCHWARZENBERG 1985 S. 24 ff., vgl. auch die angegebenen Internetseiten).
 - Die Form (Röhre, Kasten) ist dabei sekundär. Höhe mind. 2,5-3 m, beschattete Lage. Verwendung von Nistkästen mit Marderschutz, sofern der Marder die Röhre erreichen kann. Nistkasten mit Einrichtungen zur Drainage / Belüftung (z. B. Lüftungslöcher im Boden) (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
 - Einbringen von morschen Holzstückchen, Häckselsgut von Baum- und Heckenschnitt oder groben Sägespänen (wegen Entstehung eines „Kloakenmilieus“ wird bei kleineren Nistkästenformaten empfohlen, auf Sägespäne oder Heu zu verzichten, SCHÖNN et al. 1991, S. 210, SCHWARZENBERG 1985, S. 21).
 - Öffnung soll nicht zur Wetterseite zeigen, wenn nicht der Stamm oder Hauptäste einen Schutz zur Wetterseite hin bieten. Die Umgebung des Einfluglochs muss gut einsehbar sein (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
 - Befestigung auf einem weitgehend waagerechten Hauptast oder in Stammnähe mit Anbindung des Ausschlupfes an Hauptäste, so dass die jungen Käuze beim Verlassen der Nisthilfe im Baum klettern und ohne abzustürzen in den Nistkasten zurück können (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015). Die Niströhre soll leicht nach hinten geneigt sein (d. h. Einfluglochseite liegt etwas höher), damit bei eventuell auftretender Feuchtigkeit für die jungen Käuze die Möglichkeit besteht, nach vorne auszuweichen und damit die Eier nicht in Richtung Einflugloch rollen. Keine Anbringung von nach vorne geneigten Niströhren.

- SCHÖNN et al. (1991, S. 211) verweisen darauf, dass Höhlen mit Zwischenscheibe als Marderschutz offenbar nur ungern angenommen werden und daher auf Gebiete mit hohem Marderbesatz beschränkt bleiben sollen. Blechmanschetten zur Marderabwehr haben den Nachteil, dass sie die Brutbäume kennzeichnen und auf den Boden gesprungene Jungvögel nicht mehr kletternd in die Bruthöhle zurückkehren können.
- Die Anbringung soll von fachkundigen [und idealerweise im August / September \(WICHMANN & BAUSCHMANN 2015\)](#) vorgenommen werden, um bereits während der Phase des Jugenddispersals und Etablierung passende Bedingungen im potentiellen Nisthabitat zu schaffen. Da fast überall in NRW lokale Schutzprojekte für den Steinkauz bestehen, sind die lokalen Steinkauzschützer in die Maßnahme mit einzubeziehen. Kontakte zu lokalen Gruppen durch Vogelschutzwarte LANUV, NABU, AG Eulen und EGE.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegedauer: Der Kasten ist jährlich im Herbst (September / Oktober) auf Funktionsfähigkeit zu prüfen und ggf. von Nistmaterial zu befreien (v. a. Stare tragen viel Nistmaterial ein). Nach der Entleerung Einbringen von grobem Sägemehl, Hobelspänen oder Gehölzhäckselgut oder einen Teil des Nistmulms im Kasten belassen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Nistkästen sollten dort nicht aufgehängt werden, wo Naturhöhlen in ausreichender Zahl vorhanden sind.
- [Keine Maßnahmen für den Waldkauz in der Nähe zu Maßnahmenstandorten des Steinkauz \(WICHMANN & BAUSCHMANN 2015\)](#).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Käuzen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.
- Grundsätzlich gilt: je näher die Maßnahmenfläche zu einer starken Quellpopulation liegt, desto eher ist mit einer Besiedlung zu rechnen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig einsetzbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Die Annahme von Nistkästen speziellen Bautyps durch den Steinkauz ist zahlreich belegt (z. B. BAUER et al. 2005, MEBS & SCHERZINGER 2000, NABU RLP o. J., SCHWARZENBERG 1985, [WICHMANN & BAUSCHMANN 2015](#)) und kann grundsätzlich als gesichert gelten.
- Jedoch liegen zur Erfolgswahrscheinlichkeit unterschiedliche Ergebnisse vor: Während z. B. in NRW in Bereichen mit geringem Besiedlungsdruck das Anbringen von Nisthilfen trotz offenkundig geeigneter Nahrungshabitate erfolglos war, waren Nisthilfen in Hessen wahrscheinlich ein wesentlicher Faktor für die Ausbreitung des Steinkauzes (CIMIOTTI & LEHR 2009; für das thüringische Eichsfeld erfolgreicher Nachweis bei HASELOFF 1997 nach Auswilderung im benachbarten niedersächsischen Eichsfeld). Daher soll die Maßnahme idealerweise in einer Entfernung von max. 2 km zu einer starken Quellpopulation umgesetzt werden. Bei einer Entfernung bis max. 10 km oder bei kleinen, instabilen Vorkommen ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen (vgl. auch MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 331, LOSKE 2007).
- Die Maßnahme bezieht sich nur auf den Brutplatz. In der Regel ist eine Kombination mit Aufwertungen in den Nahrungshabitaten erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei nahen Quellpopulationen) bis mittel (bei geringem Besiedlungsdruck)

2. Entwicklung (Erweiterung) und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland (O3.1.3, O5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Grünlandbestände mit Streuobst und Kopfbäumen sind bevorzugte Steinkauz-Habitats. Im Bereich vorhandener Bestände, die aktuell z.B. aufgrund mangelnder Pflege oder zu geringer Größe suboptimal für den Steinkauz ausgeprägt sind, werden Maßnahmen zur Optimierung bzw. Herstellung der Brutplatz- und Nahrungsverfügbarkeit durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen, insbesondere zu Straßen und Bahnlinien (s. Einführung zum Leitfaden, WICHMANN & BAUSCHMANN 2015). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Nicht in unmittelbarer Waldrandnähe (Waldrandnähe begünstigt Waldkauz vorkommen, Waldkauz als Prädator vom Steinkauz) (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
- Im Umkreis von < 200m zu Bruthabitaten (VOSSMEYER et al. 2006).
- Idealerweise unmittelbare Nähe zu Quellpopulationen des Steinkauzes (bis 2 km), nicht weiter als max. 10 km (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
- Bestand mit vorhandenen älteren Obst- oder Kopfbäumen (regionaltypische Arten), die derzeit z.B. aufgrund mangelnder Pflege des Grünlandes (Verbrachung o. a.) für den Steinkauz suboptimal ausgeprägt ist.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 5 ha Nahrungshabitat in einem für den Steinkauz geeigneten Umfeld. Die Winteraktionsräume sind in der Regel > 10 ha groß.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Pakete 4301 und 4302: „Erhaltung und Ergänzung von Streuobstwiesen“) sowie bei MKULNV (2009) (weitere Details zu Streuobstwiesen z. B. bei ARGE Streuobst 2010).
- Pflege der Bäume: Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen (s. u.). Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen ab mindestens 160 cm Kronenansatz (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).

- Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
- Baumpflege: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
- Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010 S. 8).
- Wo sie traditionell vorkommen, können Kopfbäume gepflanzt werden. Als Kopfbäume kommen die Arten Weide, Esche, Linde, Erle oder Eiche in Betracht. Die Kopfbäume müssen etwa alle 5-7 Jahre geschnitten ([geschneitelt](#)) werden ([WICHMANN & BAUSCHMANN 2015](#)). Wichtig ist der richtige Schnitt der Kopfbäume, damit es zur Bildung von Höhlen kommen kann: Die Kopfbäume sollen nicht direkt am Stamm, sondern an den Austrieben in einer Höhe von 20 cm geschnitten werden.
- Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
- Bei Mangel an für den Steinkauz geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit dem (temporären) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden (Anbringen von Nisthilfen).
- Grünlandpflege: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Herstellung geeigneter Nahrungshabitate für den Steinkauz über Pflege des Grünlandes durch Beweidung (favorisiert) oder Mosaik-Mahd, bereits ab Anfang Mai, wobei sich kurz- und langrasige Strukturen abwechseln (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland). [Kurzrasige Bereiche müssen das ganze Jahr über zur Verfügung stehen \(WICHMANN & BAUSCHMANN 2015\)](#). Bei einer Nutzung als Weide ([bevorzugt Dauerbeweidung mit Weidemanagement durch Robustrassen](#)) sind die Obstbäume vor Verbiss / Scheuern (insbesondere bei Pferden und Schafen) zu schützen. Bei Mangel an Sitzwarten können neben neu anzupflanzenden Einzel-Gehölzen auch Zaunpfähle Verwendung finden (Einzäunungen möglichst nicht mit Stacheldraht wegen Verletzungsgefahr). Bei Beweidung v.a. mit Pferden ist eine Sicherung der Tränken (Kunststoff-Eimer und Kübel, in denen v.a. junge Steinkäuze ertrinken können) [mit kleinen Schwimminseln](#) zu gewährleisten ([WICHMANN & BAUSCHMANN 2015](#)).
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter durch Einsaat ~~mit~~ [autochthonem Saatgut](#) primär mit naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014) zu erhöhen (Verbesserung des Insekten- und somit des Nahrungsangebotes für den Steinkauz).
- Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010 S. 12) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume; Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben (Details bei MKULNV 2009 und ARGE Streuobst 2010). [Schneiteln der Kopfbäume alle 5 bis 7 Jahren in den Monaten Oktober bis Februar \(WICHMANN & BAUSCHMANN 2015\)](#). Um einen langfristigen Erfolg zu gewährleisten, sind, sofern im Gebiet vorhanden, örtliche Initiativen zum Streuobstschutz und Kopfbaumschutz bei Pflege bzw. Neuanpflanzungen und Nachpflanzungen einzubeziehen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Beweidung mit Pferden können Schäden an den Bäumen (Streuobstbestand) auftreten. [Ggf. Anbringen eines Verbissschutzes \(WICHMANN & BAUSCHMANN 2015\)](#).
- Für den Steinkauz ist die Nahrungsversorgung im Winterhalbjahr (schneereiche, kalte Winter) bedeutsam. Dann spielen Vögel als Nahrungsquelle eine herausragende Bedeutung. Neben Maßnahmen, die Strukturen für Übernachtungsplätze von Kleinvögeln bieten (Hecken u. a.), wirken hier auch das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland) positiv.

- Keine Maßnahmen für den Waldkauz in der Nähe zu Maßnahmenstandorten des Steinkauz (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes. Bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, Anlage von Kleinstrukturen, ggf. Schnittpflege vorhandener Gehölze) ist eine Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich. Die Entwicklung eines ausreichenden Baumhöhlenangebotes beansprucht bei Neupflanzungen mindestens etwa 40 bis 50 Jahre. Hier kann die Zeitspanne durch das temporäre Aufhängen von Nistkästen (Anbringen von Nisthilfen) überbrückt werden. Neupflanzungen von hochstämmigen Obstbäumen erreichen erst nach frühestens 10 bis 15 Jahren annähernd die Struktur einer Streuobstwiese, die vom Steinkauz als Bruthabitat besiedelt werden kann, wenn Nistkästen vorhanden sind.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind zum Teil kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 702), MEBS & SCHERZINGER (2000 S. 332), NLWKN (2010), SCHÖNN et al. (1991 S. 208 ff.) und WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) empfohlen. Die Zielbiotope stellen typische Steinkauzhabitate dar. Von daher kann eine Wirksamkeit der Maßnahme erwartet werden.
- Die Maßnahme soll idealerweise in einer Entfernung von max. 2 km zu einer starken Quellpopulation umgesetzt werden, ein Monitoring ist dann nur bei besonderen Vorkommen erforderlich. Bei einer Entfernung bis max. 10 km oder bei kleinen, instabilen Vorkommen ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen (siehe Anbringen von Nisthilfen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Neuanpflanzungen langfristige Wirksamkeit beachten)

3. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Nahrungssuche auf Kleinsäuger, Großinsekten und Regenwürmer und Kleinvögeln betreibt der Steinkauz von niedrigen Ansitzwarten aus, im niedrigen Such- oder Rüttelflug und laufend / hüpfend am Boden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Daher sind für die Art kurzrasige Grünlandstrukturen im Nahrungshabitat von Bedeutung. In Flächen mit hoher Vegetation werden die Zugriffsmöglichkeit und die Bewegungsmöglichkeit (Laufen) eingeschränkt. Ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes ist Voraussetzung für eine gute Qualität des Nahrungshabitats (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an dem Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen, insbesondere Straßen und Bahnlinien (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015), ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Nicht in unmittelbarer Waldrandnähe (Waldrandnähe begünstigt Waldkauzvorkommen, Waldkauz als Prädator vom Steinkauz) (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
- Im Umkreis von < 200m zu Bruthabitaten (VOSSMEYER et al. 2006).
- Idealerweise unmittelbare Nähe zu Quellpopulationen des Steinkauzes (bis 2 km), nicht weiter als max. 10 km.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 5 ha Nahrungshabitat in einem für den Steinkauz geeigneten Umfeld. Die Winteraktionsräume sind in der Regel > 10 ha groß.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
 - In der Regel ist eine Beweidung durch Robustrassen (Pferde, Schafe) gegenüber einer Mahd zu favorisieren, da so eher ein Vegetationsmosaik von kurz- und langrasigen Strukturen entsteht. Die Beweidungsintensität und Weidemanagement ist so zu gestalten, dass der Fraß ganzjährig ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ (< 10-20 cm Halmlänge, GRIMM 1988 S. 74) und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne), sollen die Teilflächen in der Vegetationsperiode je nach Wüchsigkeit ca. alle 10 bis 30 Tage gemäht werden. (Mahdturnus zum Vergleich: 2-4 Wochen Waldohreule, 3-5 Wochen Schleiereule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfang kurze Vegetation (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot in Form von Großinsekten und anderen Nahrungstieren des Steinkauzes zu erhöhen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten (je nach Größe der Einzelfläche), sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart auf angrenzenden (Acker-) Flächen im Raum kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Für den Steinkauz ist die Nahrungsversorgung im Winterhalbjahr (schneereiche, kalte Winter) bedeutsam. Dann spielen Vögel als Nahrungsquelle eine herausragende Bedeutung. Neben Maßnahmen, die das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern erhöhen (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland), wirken hier auch Strukturen positiv, die als Übernachtungsplätze für Kleinvögel geeignet sind (Hecken u. a., Entwicklung (Erweiterung) und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland).
- Bei Beweidung ist aufgrund der Verletzungsgefahr auf die Installation von Stacheldraht zu verzichten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 bis 5 Jahren (Herstellung der Grünlandstrukturen und Besiedlung durch Beutetiere: Kleinsäuger bis 2 Jahre, Großinsekten bis 5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Ergebnisse von z. B. DALBECK et al. (1999), PFEIFER & BRANDL (1991), NICOLAI (2006), SALEK et al (2010), VOSSMEYER et al. (2006) weisen auf die Bedeutung der Zugänglichkeit zu Nahrungstieren (kurzrasige Bereiche) hin. Die Maßnahme (Beweidung oder kleinflächige Mahd zur Schaffung kurzrasiger Bereiche) wird vom Typ her z. B. von BAUER et al. (2005, S. 702), GRIMM (1988), LUDER & STANGE (2001), NLWKN (2010), THORUP et al. (2010), sowie WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise liegen nicht vor, jedoch liegen Ergebnisse zur Wirksamkeit für andere Arten mit ähnlicher Ökologie (z. B. Waldohreule und Turmfalke: ASCHWANDEN et al. 2005, SIERRO & ARLETTAZ 2007: Zwergohreule) vor. Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.
- Die Maßnahme soll idealerweise in einer Entfernung von max. 2 km zu einer starken Quellpopulation umgesetzt werden, ein Monitoring ist dann nur bei besonderen Vorkommen erforderlich. Bei einer Entfernung bis max. 10 km oder bei kleinen, instabilen Vorkommen ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen (siehe Anbringen von Nisthilfen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei nahen Quellpopulationen) bis mittel (bei geringem Besiedlungsdruck)

Fazit: Für den Steinkauz stehen je nach Ausgangszustand der Flächen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung. Bei Fehlen von stabilen Quellpopulationen in der Nähe ist ein Monitoring vorzusehen.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Nisthilfen: geringe Priorität. Im Regelfall stellen Nistkästen Übergangslösungen und kein Ersatz für Naturhöhlen dar.
- Die Entwicklung (Erweiterung) und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland hat eine höhere Priorität als die Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland.

Quellen:

ARGE Streuobst (2010): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Altvorlandes und des Mittleren Remstales“. http://www.bissingen.kdrs.de/servlet/PB/show/1283023/endaassung_brosch_lifevogelschutz.pdf, Abruf 13.12.2011

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowieden verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Cimiotti, D.; Lehr, R. (2009): Gegen den Trend – Bestandszunahme und Wiederausbreitung des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Hessen. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): *Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten* 6: 389-401.

Dalbeck, L.; Bergerhausen, W.; Hachtel, M. (1999): Habitatpräferenzen des Steinkauzes *Athene noctua* SCOPOLI, 1769 im ortsnahen Grünland. *Charadrius* 35 (3): 100-115.

FLL, *Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V.* (2014): *Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut*. Bonn, 123 S.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): *Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany*. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)

Furrington, H.; Exo, K.-M. (1982): Schaffung und Erhaltung von Steinkauz-Brutplätzen. *Merkblatt des Deutschen Bundes für Vogelschutz DBV Nr. 86/11-011*.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Grimm, H. (1988): *Wiesenpflege als Voraussetzung zur Erhaltung des Lebensraumes des Steinkauzes (Athene noctua)*. Veröffentlichungen der Museen der Stadt Gera. *Naturwissenschaftliche Reihe*, Band 15: 74-76

Haseloff, P. (1997): *Erfahrungen bei einer Steinkauzansiedlung bei Heiligenstadt*. Beiträge zur Vogelwelt des Eichsfeldes, Heiligenstadt, S. 53-54.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): *Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010*. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011

Loske, K.-H. (2007): Erfassung des Steinkauzes (*Athene noctua*) in Krefeld. Ein Beispiel für die Berücksichtigung geschützter Arten in der Bauleitplanung. *Natur in NRW* 3/2007: 27-33.

Luder, R.; Stange, C. (2001): *Entwicklung einer Population des Steinkauzes Athene noctua bei Basel 1978-1993*. *Orn. Beob.* 98 (3): 237-248.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): *Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung*. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): *Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände*. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2009): *Streuobstwiesenschutz in Nordrhein-Westfalen Erhalt des Lebensraumes, Anlage, Pflege, Produktvermarktung*. <http://www.umwelt.nrw.de/naturschutz/pdf/streuobstwiesenschutz.pdf>, Abruf 12.12.2012

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): *Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland*. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217

Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Rheinland-Pfalz (NABU RLP, o. J.): *Der Steinkauz. Ein Artenschutzprojekt des NABU Rheinland-Pfalz*. <http://rlp.nabu.de/projekte/steinkauz/10291.html>, Abruf 24.3.2011

Nicolai, B. (2006): *Nahrungsangebot und selektive Nahrungswahl des Steinkauzes Athene noctua*. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 5: 557-566.

NLWKN (Hrsg.) (2010): *Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Brutvogelarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Steinkauz (Athene noctua)*. – *Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz*, Hannover, 6 S.. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 21.3.2011

- Pfeifer, R.; Brandl, R. (1991): Der Einfluß der Wiesenmahd auf die Vogelwelt. Ornithologischer Anzeiger 30: 159-171.
- Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.
- Salek, M.; Riegert, J.; Krivan, V. (2010): The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in Central European farmland. Bird Study 57 (4): 495-503.
- Schönn, S.; Scherzinger, W.; Exo, K.-M.; Ille, R. (1991): Der Steinkauz. Die Neue Brehm-Bücherei Band 606. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 237 S.
- Schwarzenberg, L. (1985): Kritisches zur Steinkauzröhre: Modell 1983 – ein Ausweg! Thür. Orn. Mitt. 33: 19-28
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81
- Thorup, K.; Sunde, P.; Jacobsen, L. B. (2010): Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl *Athene noctua* in Denmark. Ibis 152 (4): 803-814.
- Vossmeier, A.; Niehues, F.-J.; Brühne, M. (2006): Der Steinkauz *Athene noctua* im Kreis Kleve – Ergebnisse einer kreisweiten Bestandserhebung und Erfassung wichtiger Lebensraumelemente sowie GIS-Analyse der Revierausstattung. Charadrius 42 (4): 178-191.
- Wichmann, L.; Bauschmann, G. (2015): [Maßnahmenblatt Steinkauz \(*Athene noctua*\). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.](#)
- Zens, K.-W. (2005): Langzeitstudie (1987 – 1997) zur Biologie, Ökologie und Dynamik einer Steinkauzpopulation (*Athene noctua* SCOP. 1769) im Lebensraum der Mechernicher Voreifel. Dissertation Universität Bonn. <http://hss.ulb.uni-bonn.de/2005/0549/0549.pdf> (07.02.2011).

1.54 Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*)

Steinschmätzer *Oenanthe oenanthe* ID 123

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Steinschmätzer brüten in Höhlungen und Spalten am Boden oder an vertikalen Strukturen, bevorzugt in Bodennähe. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut (BAUER et al. 2005b: 432). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Steinschmätzer suchen zur Übernachtung Höhlungen, Mulden zwischen Grasbüten oder andere Deckung bietende Bodenvegetation auf (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988: 569). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Steinschmätzer ist an offenes, übersichtliches Gelände mit niedriger Vegetation als Nahrungshabitat und an Spalten, Nischen oder Steinhöhlen als Brutplatz gebunden. In der Kulturlandschaft nutzt er strukturreiche Weinberge mit gefrästem Boden und Trockenmauern, nistet aber auch in Erdaufschlüssen von Sand-, Kies- und Bimsgruben, gerne auf Truppenübungsplätzen (MUEEF o. J.).
- Sitzwarten mit Funktion für die Nahrungssuche (BAUER et al. 2005: 432).
- In Rheinland-Pfalz zeigt der Steinschmätzer lokal (Rheinhessen, Vorderpfalz) auch in intensiv genutzten Weinbergen eine hohe Stetigkeit und Präsenz, sofern Mauerzüge, vereinzelte Gebüsche und offene Bodenstellen vorhanden sind (SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 693). Bei großflächiger Begrünung der Wingerte verschwindet die Art (ebd.: 650).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Steinschmätzer brüten in Einzelpaaren oder kolonieartig. Kolonieartiges Brüten findet z. B. in Steinbrüchen oder in relativ kleinflächigen optimalen Habitaten in der Kulturlandschaft statt. In einzelnen Steinbrüchen können bis zu 5 Paare brüten (HÖLZINGER 1999: 405 für Baden-Württemberg).

Maßnahmen

1. Anlage von Grobsteinschüttungen (O4.4.3) / Steinriegel / Trockenmauern (O4.4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Steinschmätzer nisten in Höhlungen und Spalten. In der Maßnahme werden Brutplätze für den Steinschmätzer geschaffen oder optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Offene, übersichtliche Flächen im direkten Umfeld von geeigneten Nahrungshabitaten (oder Nahrungshabitate über Maßnahme 2 herstellen).
- Vorhandene, für den Steinschmätzer optimierbare Brutstandorte (z. B. zugewachsene Steinhaufen, Trockenmauern) oder Neuanlage der Brutstandorte. Bei Weinbergen keine Steillagen (SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 650 fanden 68 % aller untersuchten Reviere in flachen Hängen mit Neigungen bis 7 Grad) und keine Nordexposition (ebd.).
- Keine Anlage von Brutplätzen in Brachen.
- Möglichst an herausragenden Flächen im Gelände (obere Hangkante, Geländerippen: HÖLZINGER 1999: 405).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen. Pro Paar mind. 3 als Brutplatz geeignete Strukturen, die zueinander nicht weiter als 50 m entfernt sind.
- Neuanlage von Steinhaufen: Grundfläche ca. 3 x 3 m bis 5 x 5 m (HÖLZINGER 1999: 405) mit Höhe von ca. 1 m. Verwendung möglichst von Steinen der anstehenden geologischen Schichten. Steinmaße ca. 25-40 cm, ein Drittel kann auch aus kleineren Steinen bestehen. Die Steine sollen erdfrei sein. Geeignet sind z. B. Sandstein und Kalkstein, magmatische Gesteine sind wegen der glatten Bruchflächen weniger geeignet, werden aber auch angenommen (SANDREUTHER 2006: 45). Ggf. müssen nach der Aufschüttung ca. 4 cm breite „Einflugfugen“ (SANDREUTHER 2006: 45) für den Steinschmätzer manuell nachbereitet werden (HÖLZINGER 1999: 405) mit einer Länge von mind. 20 cm (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988: 562).
- Neuanlage von Mauern: a) als normale Trockenmauer im Weinberg, b) als „Gabionenmauer“ (als Gabione angelegte Weinbergsmauer). Gabionenmauern sind nach SANDREUTHER (2006: 45) günstige Bruthabitate, da sie mit ihrer Schüttung von Grobgesteinen und dem Drahtgeflecht guten Schutz vor Prädatoren bieten (Trockenmauern haben höheres Prädationsrisiko). Das Drahtgeflecht muss dem Steinschmätzer Einschlupf ermöglichen (d. h. Maschenweite nicht kleiner als 4 cm). Mindestlänge 4 m, Tiefe ca. 1 m, Höhe ca. 1 m. Zu den Steinmaßen siehe bei den Steinhaufen.
- Mauerfüße gegen Bewuchs absichern (Verdichtung, Einarbeitung Folie, Gesteinsschüttung). Bei wüchsigeren Standorten kann es bei Neuanlagen sinnvoll sein, ein Fundament aus Schotter anzulegen, welches ca. 50 cm breiter als der Steinhaufen / die Mauer ist. Dadurch wird in der Brutzeit ein Zuwachsen mit Vegetation erschwert.
- Optimierung vorhandener Steinhaufen / Trockenmauern: Freistellung von Beschattung / Vegetation; ggf. Vergrößerung / Verlängerung mit den o. g. Maßen als Orientierung. Einflugfugen (s. o.) müssen vorhanden sein oder manuell geschaffen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Zur Gewährleistung freier Anflugmöglichkeit der Brutstandorte im Umfeld von 3-10 m vor Rückkehr aus dem Winterquartier (Ende Februar / Anfang März) sowie vor Beginn der Zweitbrut (Ende Mai / Anfang Juni, SANDREUTHER 2003: 18; SANDREUTHER 2006: 44) Kurzhalten der Vegetation zur Brutzeit um Steinhaufen und im Anflugbereich von Mauern.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Um den Steinschmätzer eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen Strukturen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird von BAUER et al. (2005b: 431), HÖLZINGER (1999: 405), LUGW (o.J.), NLWKN (2011: 6), SCHLOTMANN & DIETRICH (2012: 654) vorgeschlagen. Nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1988: 562) brüten Steinschmätzer "sehr häufig auch in künstlichen Strukturen wie Steinhaufen" und nehmen „bereitwillig (...) entsprechend konstruierte Nisthilfen an.
- "Wissenschaftliche Nachkontrollen liegen vor: SANDREUTHER (2006) konnte im ersten Jahr nach der Anlage von Steinschüttungen, Trockenmauern und Gabionen an 8 Plätzen (von 44 angelegten Strukturen) Bruterfolge verzeichnen. In den darauffolgenden Jahren erhöhte sich die Anzahl an Brutpaaren kontinuierlich (9 Brutplätze im 2. Jahr, 11 Brutplätze im 3. Jahr, 20 Brutplätze im 4. Jahr, 21 Brutplätze im 5. Jahr).
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie und durch die nachgewiesene Annahme künstlicher Brutplätze als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF Maßnahme geeignet

2. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1); Steuerung der Sukzession (O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Steinschmätzer benötigen kurzrasiges, lückiges Offenland mit Offenbodenstellen und Sitzwarten als Nahrungshabitat. In der Maßnahme werden Nahrungshabitate für den Steinschmätzer optimiert oder neu geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Im direkten Verbund mit potenziellen Brutplätzen (oder über Maßnahme 1 neu herzustellen).
- Offenes, übersichtliches Gelände mit magerem Boden (z. B. ehemalige Abbaugruben, verbrachte oder zu intensiv genutzte Weinberge mit geringer Hangneigung). Bei wüchsigeren Standorten ggf. vorige Ausmagerungsphase. Bei Weinbergen keine Steillagen (SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 650 fanden 68 % aller untersuchten Reviere in flachen Hängen mit Neigungen bis 7 Grad) und keine Nordexposition (ebd.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße.

- Ggf. Auflichtung von Gehölzen, so dass ein überwiegend offener Charakter der Fläche entsteht; einzelne Gehölze sind als Sitzwarten zu belassen. Falls keine Gehölze o. a. als Sitzwarten vorhanden sind, können auch einzelne Büsche verteilt über die Fläche angelegt werden (Deckung 1 %), ohne dass der offene Charakter der Fläche betroffen ist.
- Anlage von je Paar mind. 6 Sitzwarten (z. B. Pfähle, Höhe ca. 1-1,5 m), sofern nicht bereits in der Fläche vorhanden (z. B. Mauern, Steinhaufen, Gehölze, Wingertpfähle, Einzelbäume). Weiterhin Strukturierung der Fläche mit Einzelsteinen (ab ca. 20 cm Durchmesser) und kleinen Steinhaufen (kleiner als in Maßnahme 1) mit Funktion als Sitzwarte. Günstig ist die Kombination eines Steinhaufens mit einer 0,5-1 m hohen Holzstange als Sitzwarte (SANDREUTHER 2006: 45).
- Vorhandensein bzw. Anlage von offenen Bodenstellen / Rohböden in der Brutzeit (April bis Juli) für die Nahrungssuche. Bei Weinbergslagen soll die Bodenbearbeitung zur Offenhaltung der Rebzeilen bzw. dem Kurzhalten der Vegetation zwischen den Rebzeilen mechanisch erfolgen. Alternativ soll bei Mahd (Mulchen) die Schnitthöhe mind. 5 cm betragen (SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 654). Keine vollständige Begrünung der Rebzeilen, z. B. Selbstbegrünung in nur jeder zweiten Rebzeile (ebd.: 695).
- Extensivgrünland: Pflege durch Mahd oder Beweidung. Allgemein soll durch die Bewirtschaftung innerhalb der Brutzeit des Steinschmätzers (April bis Juli) ein Mosaik aus überwiegend kurzrasigen und wenig längerwüchsigen Strukturen entstehen; Ziel ist ein weitgehend offener Charakter mit lückiger bis karger Vegetation.
 - Mahd: idealerweise Staffelmahd / Mosaikmahd, ansonsten je nach Wüchsigkeit ein- bis zweischürige Mahd. Anlage von Altgrassäumen in oder randlich der Fläche, Streifenbreite ca. 6- 10 m. Jeweils die Hälfte der Säume wird jährlich im Herbst gemäht.
 - Beweidung: Bei einer Beweidung mit Schafen oder Ziegen (LANUV 2010). Ggf. Nachmahd (falls zu wenig kurzwüchsigen Bereiche vorhanden) oder Auszäunungen (falls keine Altgrassäume vorhanden).
- Kein Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gewährleistung des offenen Charakters der Fläche (ggf. Durchführung von Gehölzrückschnitten o. a.)
- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften.
- Sicherung des Vorhandenseins von Offenbodenstellen im Zeitraum April bis Juli

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren (bei Ausmagerung je nach Wüchsigkeit auch länger).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind i.d.R. kurzfristig wirksam, lediglich auf sehr wüchsigen Standorten ggf. Länger.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird von LANUV (2010), MUEEF (o.J.), BAUER et al. (2005b: 431), HÖLZINGER (1999: 410), SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 654 empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise zum Maßnahmenerfolg liegen nicht vor. Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie jedoch als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF Maßnahme geeignet (bei wüchsigen Standorten mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für den Steinschmätzer liegen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Schaffung von Brut- und Nahrungshabitaten im Offenland vor.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim:429-433.

Glutz von Blotzheim, U., Bauer, K. M. (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 11 / 1. Passeriformes (2. Teil): Turdidae - Schmätzer und Verwandte: Erithacinae. Aula-Verlag, Wiesbaden, 732 S.

Hölzinger, J. (1999): Die Vögel Baden-Württembergs. Singvögel Bd. 3.1.: 398-410.

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/kurzbeschreibung/103110>. Abruf 27.10.2015.

MUEEF, Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz (ohne Jahresangabe): Steckbrief zur Art A277 der Vogelschutz-Richtlinie: Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*). <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V028>. Abruf am 23.01.2018.

NLWKN, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg. 2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. – Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S., unveröff. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26, Abruf 29.02.2016.

Sandreuther, G. (2003): Pilotprojekt "Hilfe für den Steinschmätzer"- Umzug geglückt - dauerhafte Besiedlung noch fraglich, aber gefestigt gegenüber den Vorjahren. *Pollichia Kurier* 19(4): 17-19.

Sandreuther, G. (2006): Hilfe für den Steinschmätzer - Abschlussbericht des Projekts 1999 – 2004. *Pollichia Kurier* 22(2): 41-46.

Schlotmann, F.; Dietrich, E. (2012): Die Avifauna der Weinanbaugebiete in Rheinland-Pfalz. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 12 (2): 629-702.

1.55 Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*)

Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* ID 58

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Teichrohrsänger legt sein Nest in dichten (Schilf-) Röhrichtbeständen an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut, die Brutortstreue ist bei erfolgreicher Vorjahresbrut hoch ausgeprägt. Nach dem Nestbau wird nur noch der unmittelbare Nestbereich von wenigen Metern verteidigt. Über 90% der Nahrung wird außerhalb des ursprünglichen Territoriums gesammelt; die Altvögel können sich dabei bis zu 500 m vom Nest entfernen, oft führen die Nahrungsflüge jedoch nicht weiter als 50 m. Günstige Nahrungshabitats sind angrenzende Staudenfluren und Büsche (BAUER et al. 2005 S. 233, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 472 f., SCHULZE-HAGEN 1993 S.23 f.). Als Fortpflanzungsstätte werden die Brut- und Nahrungshabitats in einem Umkreis von mind. 50 m zum Nest / Revierzentrum abgegrenzt.

Ruhestätte: Teichrohrsänger ruhen meist in dichter Röhrichtvegetation. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- ~~Vorkommen im Gemeindegebiet, Vorkommen in einem Schutzgebiet~~

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Teichrohrsänger zeigt insbesondere beim Bruthabitat eine enge Bindung an vertikale Strukturelemente des Röhrichts, v.a. des Schilfs. Er bevorzugt eine hohe Halmdichte (> 200-300 Halme / qm), Flächen mit < 40 Halmen / qm (Halmabstand 16 cm) werden gemieden. Für die Nestanlage ist ein Halmabstand von < 12 cm erforderlich bei einer Halmstärke der Nestträger von 4-9 mm. Die Schilfhöhe ändert sich während der Brutzeit zwischen Ende Mai und Ende Juli ständig. Jungschilf wächst in dieser Zeit von etwa 40 auf 240 cm, also um das Fünffache. Bestände mit einer Höhe von < 80 cm werden nicht besiedelt. In hochwüchsigem Röhricht wird ein gewisser Grad von Lagerung toleriert. Bei zu starker Verfilzung wird Schilf jedoch gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 458 f.)
- Bevorzugte Habitats sind Altschilf-Bestände, die nicht unbedingt im Wasser stehen müssen und idealerweise durch Gebüsche aufgelockert sind, weiterhin Schilf-Rohrkolben- Mischbestände und angrenzende Verlandungsgesellschaften. Gelegentlich werden auch andere vertikal strukturierte Pflanzenbestände mit Rohrglanzgras, Gilb- oder Blutweiderich, Weidenröschen, Brennesseln, Korbweidenkulturen, dichtstehende Weidenschößlinge u.a. angenommen (ebd.; BAUER et al. 2005 S. 235, SCHULZE-HAGEN 1993 S. 19). Auch kleinere Schilfgruppen, schmale Säume und Einzelhorste werden besiedelt (MILDENBERGER 1984, S. 266).
- HUND & MÖRIKE (1993 S. 120) fanden in Oberschwaben, dass zusammenhängende Schilfstreifen, die in „Horste“ gegliedert sind und damit den Eindruck lockeren Schilfs mit einzelnen Verdichtungen machen, gegenüber dichtem uniformen Schilf bevorzugt wurden.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Verteilung der Reviere innerhalb einer Röhrichtfläche ist oft sehr ungleichmäßig. Während Teichrohrsänger an einigen Stellen kolonieartig dicht brüten, sind sie streckenweise überhaupt nicht anzutreffen. In schmalen Schilfgürteln und kleinflächigen Beständen werden weit höhere Dichten erreicht als in großen zusammenhängenden Schilffeldern, deren Zentren meist nur gering besiedelt sind. Randständige Areale, die extraterritoriale Nahrungssuche erlauben, werden oft als erste besetzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 460).

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von Schilfröhrichten (G3.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Teichrohrsänger brüdet bevorzugt in Schilfröhrichten. Bestände, die eine Grundeignung aufweisen, jedoch aktuell z. B. aufgrund von Verlandung suboptimal ausgeprägt sind (GRÜLL & ZWICKLER 1993 S. 168, HUND & MÖRIKE 1993 S. 125 f.), werden in der Maßnahme für den Teichrohrsänger optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Idealerweise ist Schilfröhricht bereits vorhanden (Ziel: weitere Ausdehnung von vorhandenen Schilfröhrichten Bruthabitat zur weiteren Ausdehnung des Röhrichts) mit anschließender Verlandungszone (Nahrungshabitat).
- Aktuell für den Teichrohrsänger suboptimale Ausprägung als Brutstandort z. B. aufgrund von Gehölzbewuchs / starker Verlandung (Ziel: Renaturierung des Schilfröhrichts, Vernässung).
- Grundsätzliche standörtliche Voraussetzung für das Wachstum von Schilfröhricht vorhanden (v. a. ausreichende Bodenfeuchte, Wasserstandsschwankungen beachten).
- Wasserqualität beachten: Schilf verträgt keine zu hohen Nährstoffkonzentrationen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 200 qm Schilffläche als Brutplatz (in Anlehnung an IMPEKOVEN (1990 S. 215, Sempachsee, Schweiz): am Sempachersee waren Schilfbestände von 60-130 qm zu 54 %, solche von 300-700 qm zu > 95 % besetzt) und Vorkommen von Einzelbüschen (z. B. Weiden) oder Stauden als Nahrungshabitat unmittelbar an das Röhricht angrenzend. Die Schilfröhrichte müssen die o. g. Ansprüche an einen Brutplatz erfüllen, d. h. keine stark verlandeten, sehr lückigen Schilfröhrichte. Bei linearen Schilfbeständen (z. B. an Ufern) mind. 3 m Breite (nach MKULNV 2007; Besiedlung entsprechender Habitats z. B. bei RANFTL 1993 S. 135, SCHNEIDER 1993 S. 82 f.). Unter Optimalbedingungen werden auch kleinere Schilfbestände ab (10) 20 qm besiedelt (SCHULZE-HAGEN 1993 S. 19, SCHNEIDER 1993 S. 85). In Schilfsäumen z. B. an Ufern ist die Dichte flächenbezogen rechnerisch größer als in großflächigen, einheitlichen Schilfarealen (z. B. IMPEKOVEN 1990 S. 217).
- Maßnahmen zur Förderung bestehender Schilf-Röhrichte: a) Zulassen der Ausbreitung durch Unterlassen der Mahd (z. B. bei an Wiesen angrenzenden linearen Röhrichtsäumen) oder Auszäunung (bei Beweidung); b) Vernässung in trockenen, verlandungsgefährdeten Röhrichten, c) Anlage von Schutzeinrichtungen für Röhrichte (z. B. Lahnungen zur Wellendämpfung, Treibgut-Schutzzaune, Sedimentfangkassetten: OSTENDORP 1993 S. 256).
- Bei der Neuanlage von Schilf-Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000 S. 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z. B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993 S. 227, OSTENDORP 2009 S. 133 f., ROTH et al. 2001). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001 S. 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeuferröhrichten zeigten, dass sich Schilfklone

unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001, S. 494 f.). Ggf. kann hierzu eine kleinflächige Umsiedlung von Schilfbeständen aus der Umgebung erfolgen. Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Einhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z. B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.) und ROTH et al. (2001), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSE (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Schilfröhrichte brauchen in der Regel keine besondere Pflege. Ggf. Entnahme von Gebüsch bei starkem Gehölzaufwuchs.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die notwendigen Strukturen sind kurzfristig innerhalb von 2-5 (-10) Jahren herstellbar:
- Erweiterung / Renaturierung von bestehenden Röhrichten: Wirksam innerhalb von 2 bis 5 Jahren. Schilf kann bei günstigen Bedingungen eine starke Ausbreitungsgeschwindigkeit zeigen. So berichten BAUER et al. (1993 S. 59) von einer 25 ha großen Schilffläche, die im März 1984 abbrannte. Im 2. Jahr war die Brandfläche vom Teichrohrsänger wieder normal besiedelt. Nach GRÜLL & ZWICKER (1993 Neusiedler See S. 163) ist der Teichrohrsänger in der Lage, auch jüngere, vertikal strukturierte Schilfbestände zu besiedeln, da er seine Nester auch an aufrechte Traghalme hängen kann. Mit zunehmendem Alter des Schilfs steigt jedoch die Siedlungsdichte: Auf 2jährigen Beständen betrug die Siedlungsdichte rechnerisch 60 Reviere / 10 ha, auf ca. 5jährige Bestände 180 Revieren / 10 ha und auf > 10jährige Bestände 285 Reviere / 10 ha (diese rechnerischen Werte dürfen nicht flächenhaft auf große Röhrichte hochgerechnet werden). Am Ettenbach (Baden-Württemberg) besiedelte der Teichrohrsänger die Uferböschungen, nachdem diese 3 Jahre lang nicht mehr gemäht wurden und sich ein kleiner Schilfbestand etablieren konnte (SCHNEIDER 1993 S. 94). Nach CHRISTENS (1989 S. 91) hat der Teichrohrsänger in einem isolierten Feuchtgebiet in der Schweiz vom zunehmenden Schilfaufkommen profitiert: Seit 1981 (7 Paare) hat der Brutbestand fast jedes Jahr zugenommen und sich bis 1988 (28 Paare) vervierfacht. In einer ehemaligen Abwasseraufbereitungsanlage in Thüringen (AUERSWALD 2011) siedelte der Teichrohrsänger erstmals 1999. Vorausgegangen war 1996 eine Initialpflanzung mit Schilf. Der anfängliche Brutbestand von 3 Paaren stieg in den Folgejahren durch sukzessive Entwicklung der Lebensräume auf 19-26 Paar an.
- Neuanlage von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung wird im günstigen Fall von einem Zeitraum von bis zu 5 Jahren ausgegangen, bis der für den Teichrohrsänger notwendige Zustand erreicht wird. SCHROTH (1989) weist eine erfolgreiche Rohrweihenbrut in einem angepflanzten, 4jährigen Schilfröhricht nach. Nach 5 Jahren hatte das Schilf eine Höhe von 2,5 m (ebd. S. 138).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die notwendigen Strukturen sind innerhalb von 2-5 (-10) Jahren herstellbar. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. 2005 S. 235, BORNHOLDT 1993, DVORAK 2003, HÖLZINGER 1999 S. 1222, SCHNEIDER (1993 S. 94) empfohlen. Teichrohrsänger sind in der Lage, bei günstiger Entwicklung von Schilfröhrichten „rasch neue Gebiete zu nutzen“ oder mit einer Bestandszunahme zu reagieren (RANFTL 1993 S. 132). TESCH et al. (2010) beschreiben die Besiedlung von Röhrichten durch Teichrohrsänger an der Unterweser bei Bremerhaven, die sich nach Ausdeichung und Nutzungseinstellung von den Grabenrändern her ausbreiteten. Weiterhin beschreiben DÜRR & SOHNS (2001, Brandenburg) die erfolgreiche und rasche Annahme von sich ausbreitenden bzw. von der Mahd verschonten, bestehenden Röhrichten durch den Schilfrohrsänger.
- Die Neuetablierung von Röhrichten erfordert aus den o. g. Gründen eine genaue Vorbereitung. Um neben dem grundsätzlichen Ansiedlungserfolg des Röhrichts auch das Vorhandensein aller für den Teichrohrsänger notwendigen Strukturen (s. o.) sicherzustellen und da die Etablierung von Röhrichten im Regelfall erhöhte Planungsanforderungen stellt, ist im Falle einer CEF-Bindung in Bezug auf die Röhricht-Etablierung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Teichrohrsänger besteht mit der Pflege und Entwicklung von Schilfröhrichten auf geeigneten Standorten eine Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen. Die Neuanlage von Schilfröhrichten ist jedoch aufwändig und erfordert ein maßnahmenbezogenes Monitoring.

Quellen:

Akers, P.; Allcorn, R. I. (2006): Reedbed creation through excavation of dry grassland and infilling of former gravel workings at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. Conservation Evidence 3: 94-95.

Auerswald, J. (2011): Brutbestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten im Gebiet einer ehemaligen Abwasseraufbereitungsanlage im Südwesten des Dreba-Plöthener Teichgebiets im Saale-Orla-Kreis. Thüring. Ornithol. Mitt. 56: 27-43.

Bauer, H.-G.; Dienst, M.; Jacoby, H. (1993): Habitatsprüche, Verbreitung und Bestandsentwicklung röhrichtbewohnender Singvogelarten am Bodensee-Untersee – mit einer Darstellung der Schilfproblematik. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 47-78.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Bornholdt, G. (1993): Teichrohrsänger – *Acrocephalus scirpaceus*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 1. Lieferung.

Christen, W. (1989): Brutbestand von Sumpfrohrsänger *Acrocephalus palustris* und Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* in der Aarebene westlich von Solothurn. Ornithologischer Beobachter 86: 89-91.

Dürr, T.; Sohns, G. (2001): Schutzmaßnahmen für den Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10: 154-161.

Dvorak, M. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Gewässervögel 2003. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien.

- Fiselius, B.; Hemm, K.; Schäfer, C.; Seip, S. (1995): Lebensraum Röhricht. Ökologische Bedeutung, Gefährdung, Schutz. Broschüre, herausgegeben vom Naturschutzzentrum Hessen und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie. Wetzlar, 36 S.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12 / 1. Passeriformes (3. Teil): Sylviidae - Zweigsänger, Seidensänger, Schwirle, Spötter. Aula-Verlag, Wiesbaden, 626 S.
- Grüll, A.; Zwickler, E. (1993): Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 159-171.
- Herrmann, B.; Seidel, V.; Schwarz, A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. Limnologie aktuell 5: 207-216.
- Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. RSPB, Sandy, UK.
- Hölzinger, J. (1999): *Acrocephalus scirpaceus* (Hermann, 1804) Teichrohrsänger. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1: Singvögel 1. Passeriformes – Sperlingsvögel: Alaudidae (Lerchen) – Sylviidae (Zweigsänger). Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 588-601
- Hund, K.; Mörike, R. (1993): Brutbiologische und ethologische Untersuchungen an einer Brutpopulation des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) im Pfrunger Ried / Oberschwaben. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 91-127.
- Impekoven, M. (1990): Verteilung und Siedlungsdichte des Teichrohrsängers *Acrocephalus scirpaceus* am Sempachsee. Ornithologischer Beobachter 87: 209-222.
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.
- Kümmerlin, R. E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. Limnologie aktuell 5: 217-227.
- LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21. Düsseldorf.
- Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MKULNV 2007): Richtlinien zur Förderung der Anlage von Uferstreifen. Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - II-4 - 72.40.42- v. 5.6.2007.
- ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. <http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html>, Abruf 28.4.2011.
- Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280.
- Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.
- Ranftl, H. (1993): Beitrag zur Kenntnis von Brutverbreitung und Bestandsentwicklung des Teichrohrsängers in Nordbayern. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 129-135.
- Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.
- RSPB [Royal Society for the Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife – a practical manual. RSPB, Bedfordshire, UK.
- Schulze-Hagen, K. (1993): Habitatansprüche und für den Schutz relevante Aspekte der Biologie des Teichrohrsängers. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 15-40.
- Schneider, F. (1993): Zur Situation des Teichrohrsängers am südlichen Oberrhein. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 79-96.
- Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotope. Vogel und Umwelt 5: 137-141.
- Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.

1.56 Turmfalke (*Falco tinnunculus*)

Turmfalke *Falco tinnunculus* ID 59

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Turmfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. an hohen Felsen, an Gebäuden (vielfach auch Nistkästen) oder Nester anderer Arten. V. a. bei Gebäudebrütern kann eine hohe Nistplatztreue auftreten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, S. 727), bei Baumbrütern wird aufgrund der geringeren Haltbarkeit der Horste (SIMON et al. 2000, S. 376) meist jährlich ein anderer Horst in räumlicher Nähe bezogen. Als Fortpflanzungsstätte wird daher bei Gebäudebrütern die Nistnische / der Nistkasten verstanden, bei Baumbrütern das genutzte Nisthabitat (Gehölze mit vorhandenen Horsten, meist Krähenestern) im Umkreis von bis zu 100 m um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum (in Anlehnung an die Horstschutzzone beim Baumfalken, MKULNV 2010). Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Turmfalken aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

- Ruhestätte: Der Turmfalke nutzt als Ruheplätze und Tageseinstände Nischen, Giebel an Gebäuden, dichte Gehölzgruppen insbesondere in unmittelbarer Brutplatznähe. Die Abgrenzung der Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geeignete Nischen an Gebäuden oder Felsen / Horste anderer Arten (z. B. in Bielefeld und Umgebung: Elster 69 %, Rabenkrähe 22 %, Mäusebussard 4 %, HASENCLEVER et al. 1989), da Turmfalken keine eigenen Nester bauen. Tageseinstände in der Nähe zum Brutplatz (weitere Nischen, Giebel an Gebäuden, dichte Gehölzgruppen).
- Der Turmfalke bewohnt fast alle Lebensräume, die Nistmöglichkeiten und zu Mäusejagd geeignete freie Flächen bieten. Landschaften mit 10-25 % Wald in Form kleiner und größerer Gehölze, 60-70 % landwirtschaftliche Nutzfläche und bis zu 20 % Siedlungsbereich bilden Optimalhabitate. Ein hoher Anteil von Dauerweiden, die das ganze Jahr über Mäusefang ermöglichen, wirkt sich bestandsfördernd aus (MILDENBERGER 1982; S: 215).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Unter günstigen Umständen ist auch kolonieartiges Brüten bekannt (PIECHOCKI 1991, S. 68 ff.).

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Turmfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. in hohen Gebäuden oder Nester anderer Arten. Bei Verlust des Brutplatzes und gleichzeitigem Mangel an vorhandenen Brutstätten wird durch das Anbringen von artspezifischen Nisthilfen das Angebot an störungsarmen Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.
- Brutstätten sind limitierender Faktor.
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten, Nähe zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Nisthilfen für den Turmfalken können auch von anderen Arten (z. B. Dohle; Schleiereule bei Innenkästen) angenommen werden. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar mind. 3 Kästen anzubringen.
 - Orientierungswerte für Nistkästen: Mind. 40 cm Länge, 25 cm Breite und 30 cm Höhe (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 74), idealerweise > 50 cm lang, 35 cm breit und hoch (PIECHOCKI 1991, S. 84). Mindesthöhe 6 m an Gebäuden (in städtischen Bereichen) oder E-Masten / Baumreihen / Baumgruppen (in der Kulturlandschaft, falls keine geeigneten Gebäude vorhanden sind; keine Kästen in Waldrandnähe: ZERNING (1991, S. 409); Exposition Ost bis Nord; Einlage aus Sägespäne o. a. Anbringung in mardersicherer Lage, andernfalls Marderschutz z. B. durch Beschlag mit Blech (PIECHOCKI 1991, S. 84). Weitere Details / Bauanleitungen z. B. bei PIECHOCKI (1991, s. 83 ff.), RUGE (1989, S. 89), ZERNING (1991, S. 408).
- Der Turmfalke ist relativ unempfindlich gegenüber regelmäßigen Störungen (Industrie- oder Landwirtschaftsbetrieb, Lärm, PIECHOCKI 1991, S. 73). Trotzdem soll der Standort grundsätzlich so weit wie möglich störungsarm gelegen sein, v. a. in der Fortpflanzungszeit (April bis Mitte Juli), z. B. an der ruhigen Rückseite eines Gebäudes.
- Vor Maßnahmendurchführung ist zu prüfen, ob vor Ort eine Betreuung von Turmfalkenkästen durch Lokalbetreuer stattfindet. Das Aufhängen der Kästen ist dann ggf. mit den Lokalbetreuern abzustimmen und von einer fachkundigen Person durchzuführen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- PIECHOCKI (1991, S. 84) weist darauf hin, dass ein bestehender Kasten bei Reparaturen möglichst an demselben Standort hängen bleiben sollte und die Erneuerungen nicht den „gewohnten Anblick“ des Kastens verändern sollten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Turmfalke nimmt sowohl Kunsthorste als auch Nistkästen in Bäumen gut an, wobei letztere offenbar bevorzugt werden (DIETRICH 1974 zit. bei PIECHOCKI 1991, S. 85). Wegen besserer Kontrollmöglichkeiten und dem Marderschutz werden als kurzfristig wirksame Maßnahme Kästen an Gebäuden empfohlen. Kunsthorste in Bäumen können im Wechsel mit der Waldohreule genutzt werden (RUGE 1989, S. 114). In der strukturierten Kulturlandschaft mit Mangel an geeigneten Gebäuden / Felsen sind insbesondere Rabenvögel als Nistplatzlieferanten von Bedeutung für den Turmfalke, Überprüfung der ggf. stattfindenden Bejagung von Rabenvögeln (BAUER et al. 2005, S. 371).
 - Falls im Einzelfall eine Anbringung von Kunsthorsten in Bäumen erforderlich ist, können die Ausführungen zur Waldohreule zur Orientierung für Turmfalke-Kunsthorste in Bäumen herangezogen werden: Aufhängung in stabilen, deckungsbietenden Bäumen in > 4 m Höhe im oberen Drittel der Bäume, idealerweise in Kiefer oder Fichte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 404, BLOCK & BLOCK 1987). Der Horst ist windfest so anzubringen, dass er von oben und dem Bestandesinneren durch Zweige geschützt ist, d. h. Anflug nur von der angrenzenden Freifläche (als Schutz vor Prädatoren). Verwendung von Weiden- oder Plastikkörben (letzte mit Löchern im Boden), Durchmesser ca. 30 cm, Füllung mit Reisig, Auspolsterung mit altem Gras o. a. (RUGE 1989, S. 114). Angrenzend Zweige als Sitzmöglichkeiten für die ausgeflogenen Jungvögel.
- Auf Konkurrenzsituationen mit Dohle und Schleiereule achten (PREUSCH & EDELMANN 2010).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Falken eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Nisthilfen stehen kurzfristig bereit. Die Annahme von Nisthilfen kann für den Turmfalke als gesichert gelten (PIECHOCKI 1991, S. 68 ff., SIMON et al. 2010, ZERNING 1991). Insbesondere in der Kulturlandschaft bei Mangel von Nistmöglichkeiten ist eine kurzfristige Annahme zu erwarten, während in Stadtgebieten die Kästen nicht immer (kurzfristig) angenommen werden (SIMON et al. 2010, ZERNING 1991), was wahrscheinlich mit dem höheren Angebot an sonstigen Nistgelegenheiten zusammenhängt.

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Turmfalke auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Turmfalken ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann bereits durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.
- Umsetzung vorzugsweise in grünlandgeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen“). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-4 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Turmfalken zu erhöhen.
 - Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanzpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Turmfalken (April bis Juli) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche ist bekannt (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 461). Die hohe Bedeutung eines Wechsels von hoch- und kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche ist z. B. von ASCHWANDEN et al. (2005) und GARRETT et al. (2011) nachgewiesen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Turmfalke auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Turmfalken ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann bereits durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare

- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland“). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Turmfalken. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahmen 2.1 möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
 - Ernteverzicht von Getreide (Paket 4025),
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanzpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhalt der Kulturen entsprechend den Pflegevorgaben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Turmfalken zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche ist bekannt (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 461). Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitatsignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. BRABAND et al. (2006 S. 162) fanden im Kreis Soest eine hohe Annahme entsprechender Maßnahmenflächen. Für mehrere andere Greifvogelarten / Eulen mit ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. WUNDKE & SCHNEIDER 2003: Schleiereule; MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) sowie HIRSCHFELD & HEYD (zit. bei WENZEL & DALBECK 2011 S. 77) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für Greifvögel (inklusive Turmfalken) im Winter.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Turmfalken stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Schaffung von Brutstätten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Nisthilfen: geringe Priorität. In der Regel nur als Übergangslösung geeignete Maßnahme.
- Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland sowie Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen: Im Gegensatz z. B. zum Mäusebussard sind die Maßnahmen im Grünland und Acker für den Turmfalken gleichwertig, da der Turmfalke nicht in demselben Maß auf die Möglichkeit zur Bodenjagd angewiesen ist (z. B. häufigere Nutzung von Maßnahmenflächen im Acker bei BRABAND et al. 2006).

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Block, B.; Block, P. (1987): Zu einigen den Brutbestand und die Reproduktion der Waldohreule (*Asio otus*) beeinflussenden Faktoren. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 1 / Wiss. Beitr. Universität Halle 1987/14*: 385-398.

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowieden verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Braband, D.; Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. *Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne*.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): *Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany*. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang).

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1989): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4. Falconiformes - Greifvögel*. Aula-Verlag, Wiesbaden, 941 S.

Hasenclever, H., A. Kostrzewa & R. Kostrzewa (1989): *Brutbiologie des Turmfalken (Falco tinnunculus): 16jährige Untersuchungen in Westfalen*. *J. Ornithol.* 130: 229-237.

- Hötter, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhüsen) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau). Manuskript. [http://download.scientificcommons.org/51876 / Landbauf. Völknerode](http://download.scientificcommons.org/51876/Landbauf.Völknerode) 54: 251-260.
- Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.
- Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitats der Wiesenweihe *Circus pygargus* in einer mitteleuropäischen Agrarregion. *Ornithologischer Anzeiger* 47: 51-65.
- Kretschmer, P. (2005): Tödliche Falle für Greifvögel - Frisch abgeerntete Rapsfelder gefährden Bussarde und Falken. *Flieg und Flatter. Aktuelles aus der Vogelschutzwarte*, Ausgabe 12/2005: 10.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.
- Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhuesen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011.
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18*. Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010.
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217.
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Piechocki, R. (1991): Der Turmfalke *Falco tinnunculus*. Seine Biologie und Bedeutung für die biologische Schädlingsbekämpfung. Die Neue Brehm-Bücherei Band 116. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 164 S.
- Preusch, M. R.; Edelmann, J. (2010): Populationsdynamik von Turmfalke (*Falco tinnunculus*) und Schleiereule (*Tyto alba*) auf einer gemeinsamen Probestfläche im Kraichgau (Südwestdeutschland). *Vogelwarte* 48: 33-41
- Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.
- Simon, B.; Simon, U.; Barth, M. (2000): Erfahrungen aus einem Nistkastenprogramm am Turmfalke (*Falco tinnunculus*) in der Elbe-Elster-Niederung (Sachsen-Anhalt). *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 4: 373-379.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.
- Wenzel, P.; Dalbeck, L. (2011): Stoppelbrachen als Lebensraum für überwinterte Vögel in der Zülpicher Börde. *Charadrius* 47 (2): 73-78.
- Zerning, M. (1991): Bestandssicherung und –erhöhung des Turmfalken durch künstliche Nisthilfen. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 2 (1991): 405-409.

1.57 Turteltaube (*Streptopelia turtur*)

Turteltaube *Streptopelia turtur* ID 60

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Turteltaube brütet in lichten und kleinklimatisch begünstigten hohen Sträuchern oder Bäumen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Fremde Bauten, etwa von Sperber, Ringeltaube, Amsel oder Rabenvögeln dienen gelegentlich als Unterlage oder werden im vorgefundenen Zustand benutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 155). Es werden keine Reviere verteidigt, die Nestabstände können mitunter sehr gering sein (ebd. S. 158). Eine Ortstreue kann offenbar besonders dann auftreten, wenn günstige Bedingungen konstant bestehen bleiben, daneben gibt es auch „nomadisierende“ Populationen / Individuen, die regelmäßiger (u. U. sogar in derselben Fortpflanzungsperiode) den Standort wechseln (ebd. S. 149). Als Fortpflanzungsstätte werden die zu Nestanlage geeigneten Strukturen im Umfang von bis zu 1 ha um den Niststandort / das Aktionsraumzentrum abgegrenzt.

Ruhestätte: Turteltauben ruhen in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Außerhalb der Brutzeit und zur Nahrungssuche ist die Turteltaube gesellig (auch mit Türken- und Hohltaube), es können Trupps von > 100 Individuen auftreten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 158). Die Nutzung dieser Flächen erfolgt dynamisch in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Tätigkeit, insbesondere der Ernte. Die Abgrenzung einer konkreten Ruhestätte ist daher im Regelfall nicht möglich.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Die Turteltaube ist Brutvogel der halboffenen Kulturlandschaft in warm-trockener Lage (16°C-Juli-Isotherme, Juni/Juli < 100mm Niederschlag). Nisthabitate sind dichte Gebüsche, Feldgehölze, Waldränder oder Wälder, wenn Lichtungen vorhanden sind. Oft wird Gewässernähe bevorzugt (Auwälder, Ufergehölze; tägliches Trinken notwendig), weiterhin auch große Gärten, Parkanlagen o. a., BAUER et al. 2005 S. 673). Die Turteltaube kann jedoch auch in Einzelbäumen oder -büschen brüten (CALLADINE et al. 1997 S. 12). HEIMER (1997 S. 1, Hessen) konnte keine Bevorzugung bestimmter Baum- oder Straucharten feststellen, die Gehölze wurden entsprechend ihrer Häufigkeit im Bestand genutzt.
- In NRW haben lichte Kiefernwälder auf Sandböden, insbesondere wenn sie an Areale mit Rohbodenanteilen (Heiden, Trockenabgrabungen) angrenzen, an Bedeutung gewonnen, da in solchen Bereichen im Gegensatz zur Kulturlandschaft noch relativ hohe Siedlungsdichten erreicht werden (KRETSCHMAR in SUDMANN et al. 2012)).
- Nahrungshabitate mit reichem Angebot an Früchten und Sämereien liegen v. a. auf Ackerland, Grünland und anderen Krautfluren, gelegentlich auch im Wald (Kiefern- und Fichtensamen) oder an Getreidelagerplätzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 157, BAUER et al. 2005, S. 673).
- Wichtige Habitatelemente könnten Rohbodenanteile sein: Ruderaffora als Nahrung, Magensteinchen, Staubbäder (Ergebnis Workshop LANUV 9.11.2011).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Turteltauben können zur Nahrungssuche einen Aktionsradius von 3 bis 6 km (in Einzelfällen auch weiter) befliegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 158; BROWNE & AEBISCHER 2004), so dass die Art von den Nahrungshabitaten im engen Umfeld zum Brutplatz weitgehend unabhängig ist (BROWNE & AEBISCHER 2003, KARNER-RANNER et al. 2008 S. 29). Weit zum Brutplatz entfernte Nahrungshabitate sind jedoch aus energetischer Sicht suboptimal, geeignete Nahrungsquellen im nahen Umfeld der Brutplätze werden bei Vorhandensein bevorzugt aufgesucht (CALLADINE et al. 1997 S. 25, BROWNE & AEBISCHER 2003).

Sonstige Hinweise:

- Die Turteltaube weist mitunter starke jährliche Bestandsschwankungen auf (BAUER et al. 2005 S. 672), wobei der Gesamttrend in NRW sehr stark negativ ist (SUDMANN et al. 2008).

Maßnahmen

1. Waldränder / Feldgehölze: Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Turteltaube nistet in Gehölzen verschiedenster Art (Gebüsche, Feldgehölze, Waldränder). Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für die Turteltaube gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Bei Mangel an geeigneten Nahrungshabitaten im direkten Umfeld der Maßnahmenfläche ist ergänzend Maßnahme 3 (Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten) durchzuführen.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Für die Turteltaube geeignete Gehölzbestände (s. o.) mit Vorhandensein von Nahrungshabitaten im unmittelbaren Umfeld.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung der Umtriebszeit (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode bei günstiger Habitatstruktur im Ausgangszustand, ansonsten bis mittelfristige Wirkung.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Von der Artökologie her erscheint es jedoch plausibel, dass die Turteltaube bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen kann.

- Es liegen jedoch keine Erfahrungen mit konkret für die Turteltaube konzipierten Maßnahmen vor. Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) besteht daher bei Maßnahmen für die Turteltaube lediglich eine mittlere Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Auflichtung von Wäldern / Strukturierung von Waldrändern mit Saum (W2.1, W4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Turteltaube nistet in Gehölzen verschiedenster Art (Gebüsche, Feldgehölze, Waldränder). In der Maßnahme werden Brut- und Nahrungshabitate durch Strukturierungen von Wäldern und Waldrändern sowie durch die Anlage von waldrandnahen Krautsäumen optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Optimierungsfähige Waldstandorte (z. B. dichte oder strukturelle arme Bestände, wenig strukturierte Waldränder) auf mageren bis mittleren Standorten. Keine wüchsigen Standorte, die eine hohe und dichte Krautschicht ausbilden.
- Keine Strukturierungen an anderweitig naturschutzfachlich bedeutsamen Standorten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen, die sich aus den im Folgenden genannten Typen zusammensetzen können (bezüglich der Nahrungshabitate Kombination mit Elementen der Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten möglich).
- Auflichtung von dichten, wenig strukturierten Waldbeständen: Mindestgröße der Auflichtung 1 ha, Absenkung des Bestockungsgrades bis ca. 0,3; anschließende Offenhaltung.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser

Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.

- Schaffung von mindestens kleinflächigen Rohbodenstandorten zum Staubbaden und Aufnahme von Magensteinchen und Ruderalfluren im Wechsel mit Teilbereichen mit höherer Vegetation zur Nestanlage.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gewährleistung des halboffenen Charakters (Bestockungsgrad ca. 0,3); Pioniercharakter der Rohbodenstandorte regelmäßig erneuern (z. B. Entfernung von „Problempflanzen“ wie Adlerfarn und Brombeere).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte mit anderen bedeutsamen (Wald-) Arten und dem Landschaftsbild beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Im Regelfall kann von einer Wirksamkeit innerhalb von 2 (bis 5) Jahren ausgegangen werden. Die ggf. neu angepflanzten Gehölze haben dann zwar noch keine Funktion als Nisthabitat, durch die Auflichtung wird jedoch die Attraktivität der vorhandenen Gehölze erhöht.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen können kurzfristig bereitgestellt werden. Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor. Die Maßnahme richtet sich nach den Habitatsprüchen der Art. Daher ist der Maßnahmentyp grundsätzlich plausibel.
- Es liegen jedoch keine Erfahrungen mit konkret für die Turteltaube konzipierten Maßnahmen vor. Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) besteht daher bei Maßnahmen für die Turteltaube lediglich eine mittlere Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: **mittel**

3. Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten (G.1.1, O1.1, O2.1, O2.2, **O2.9**, O4.1, O4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Nahrungshabitate mit reichem Angebot an Früchten und Sämereien liegen v. a. auf Ackerland, Grünland und anderen Krautfluren, gelegentlich auch im Wald oder an Getreidelagerplätzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 157). Wichtige Nahrungspflanzen sind allgemein Knöterich, Mohn- und Gänsefußgewächse, Kreuz-, Schmetterlings- und Korbblütler, Süßgräser und andere Kräuter (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 160). Die bevorzugten Nahrungspflanzen hängen meist vom Angebot ab, teilweise findet sich eine Bevorzugung einzelner Nahrungsquellen (z. B. CALLADINE et al. S. 24 für Getreide, BROWNE & AEBISCHER 2003 für Weizen und Raps). Nach der Mahd werden auch Getreide- und Weizenstoppelfelder aufgesucht (BROWNE & AEBISCHER 2003 S. 577). In der Maßnahme werden für die Turteltaube geeignete Nahrungshabitate im Grünland und Acker angelegt bzw. optimiert. Weiterhin werden bei lokaler Notwendigkeit Kleingewässer zum Trinken und offene Bodenstellen zum Staubbaden angelegt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Turteltaube ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll.

Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Geeignete Bruthabitate im Umfeld vorhanden (idealerweise bis 1 km).
- Kein Umbruch von Grünland zu Acker für die Maßnahme.
- Magere bis mittlere Standorte, keine wüchsigen Böden, die eine artenarme und dichte Krautschicht ausbilden (oder vorherige Ausmagerungsphase)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen, die sich aus den im Folgenden genannten Typen zusammensetzen können. Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten muss der Maßnahmenbedarf bei Betroffenheit mehrerer Paare nicht linear steigen.
- Anlage von Brachen / Saumstreifen: Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Die aufkommende Vegetation darf nicht zu dicht sein. Günstig sind Bestände, die kleine Samen ausbilden.
- Extensiv-Grünland: Es gelten die allgemeinen Angaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (vgl. Formblatt Extensivgrünland). Förderlich ist ein hoher Anteil locker wüchsiger Gräser und entsprechender Kräuter (BROWNE & AEBISCHER 2004 S. 136). Da die Turteltaube sich bei der Nahrungssuche am Boden bewegt und die aufgesuchten Nahrungshabitate meist kurzrasige oder lückige Vegetation aufweisen (CALLADINE et al. 1997 S. 13; BROWNE & AEBISCHER 2003 S. 576: Ø 12,7 cm Höhe; Deckungsgrad Ø 40,9 % für Suffolk, England), soll die Fläche ein Mosaik von regelmäßig gemähten Kurzgrasstreifen und alle 1-2 Jahre abschnittsweise gemähten Altgrasstreifen (Entwicklung der Pflanzen bis zur Fruchtreife, ein Teil soll auch überwintern) aufweisen. Alternativ kann auch eine Beweidung erfolgen, bei der die Beweidungsintensität so zu wählen ist, dass ein Muster aus kurz- und langrasigen (überwinternden) Krautstrukturen entsteht.
- Anlage von kleinen, offenen Bodenstellen zum Staubbaden und zur Aufnahme von Magensteinchen (z. B. an Böschungen, Sandwegen).
- Bei Mangel von Gewässern: Anlage von Kleingewässern mit flachen Ufern, die der Turteltaube ein Trinken ermöglichen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften. Die Lage der Brachflächen, der Stoppel-äcker und der Getreideflächen kann jährlich rotieren.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Bestände sind innerhalb von 1 Jahr bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam (bei Notwendigkeit einer vorigen Ausmagerungsphase mehr).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Jagd auf dem Zugweg, BAUER et al. 2005 S. 673, EU-Kommission 2007 S. 20 f.) abhängt. Das Fehlen geeigneter Nahrungshabitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Turteltaube, so dass die o. g. Maßnahmen zur Optimierung und Förderung von Nahrungshabitaten vom Typ her häufig empfohlen werden (z. B. BAUER et al. 2005, EU-Kommission 2007 S. 29, HÖLZINGER 1987 S. 1054, NLWKN 2010, BROWNE & AEBISCHER 2003, BROWNE & AEBISCHER 2004, SUDMANN et al. 2008 S. 169).
- Turteltauben sind in der Lage, günstige Nahrungsquellen kurzfristig auszunutzen. So können bei reichem Angebot von Koniferensamen („Zapfenjahr“) binnen kurzer Zeit extrem große Populationen entstehen, die in den folgenden Brutperioden wieder fehlen. An einem Bahndamm bei Fulda/Hessen siedelten 1948 etwa 30 Paare, offensichtlich angelockt von aus vorüberfahrenden Waggons rieselnden Getreidekörnern. Dieses Vorkommen erlosch nach Versiegen der Nahrungsquelle. Möglicherweise sind heimziehende oder umherstreifende Individuen an der Ausnutzung von günstigen Plätzen besonders beteiligt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 149). Auch BROWNE & AEBISCHER (2003) und DIESING (1993) berichten von der Ausnutzung „künstlicher“ Futterquellen wie Getreidelager oder Futterstellen durch Turteltauben. CALLADINE et al. (1997 S. 13) richteten künstliche Futterstellen mit Getreidekörnern, Raps-, Lein- und Grassamen ein, die ebenso wie oben offene Getreidelager frequentiert mit bis zu 18 (Futterstellen) bzw. 40 (Getreidelager) Individuen gleichzeitig angenommen wurden, bis durch die Rapsmahd andere Nahrungshabitate zur Verfügung standen.
- Es liegen jedoch keine Erfahrungen mit konkret für die Turteltaube konzipierten Maßnahmen vor. Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) besteht daher bei Maßnahmen für die Turteltaube lediglich eine mittlere Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für die Turteltaube ist die Umsetzung von Maßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten möglich. Aufgrund fehlender Erfahrungen mit der Maßnahmenumsetzung für die Turteltaube besteht jedoch nur eine mittlere Eignung der Maßnahmen, so dass ein Monitoring erforderlich ist.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Browne, J. S. & N. J. Aebischer (2003): Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain. *Ibis* 145: 572-582.

- Browne, S. J. & N. Aebischer (2004): Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. *Ibis* 146(1): 125 - 137.
- Calladine, J. R., Buner, F. & N. J. Aebischer (1997): The summer ecology and habitat use of the turtle dove – a pilot study. *English nature reports* 219. 87pp.
- Diesing, P. (1993): Turteltauben an Wildschweinfütterung mitten im Wald. *Ornithologische Mitteilungen* 10: 352.
- EU-Kommission (Hrsg.) (2007): Management Plan for Turtle Dove (*Streptopelia turtur*) 2007-2009. Directive 79/409/EEC on the conservation of wild birds. Luxembourg.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.
- Heimer, W. (1997): Turteltaube – *Streptopelia turtur*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung, 7 S.
- Karner-Ranner, E., Grüll, A. & A. Ranner (2008): Monitoring von Kulturlandvögeln im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel als Grundlage für Managementmaßnahmen. *Egretta* 49: 19-34.
- Hölzinger, J. (1987 Bearb.): Turteltaube – *Streptopelia turtur* (Linne, 1758). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 1051-1054.
- Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Turteltaube (*Streptopelia turtur*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S., unveröff.; http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 25.8.2011.
- Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte ANL* 16: 123-160.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, A. Hegemann, F. Herhaus, J. Mölle, K. Nottmeyer-Linden, W. Schubert, W. von Dewitz, M. Jöbges & J. Weiss (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens 5. Fassung. *Charadrius* 44: 137-230.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

1.58 Uferschwalbe (*Riparia riparia*)

Uferschwalbe *Riparia riparia* ID 62

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Uferschwalbe brütet in selbst gegrabenen Röhren in Steilwänden mit sandig-lehmigem Substrat. Als Fortpflanzungsstätte wird die gesamte Kolonie (Brutröhren in Abbruchwänden mit sandig-lehmigem Substrat) inklusive eines Puffers von bis zu 50 m zu den Brutwänden abgegrenzt.

Ruhestätte: Schlafplatzgemeinschaften bestehen vor, während und nach der Brutzeit meist in gewässernahen Röhrichtern und Weidendickichten (BAUER et al. 2005, S. 149). Diese werden bei regelmäßiger Nutzung inklusive eines störungsarmen Puffers von bis zu 50 m als Ruhestätte abgegrenzt.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Kolonie (Einzelvorkommen)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Bruthabitate: Vegetationsfreie, möglichst senkrechte Abbruchwände mit bevorzugt humosen, anlehmigen oder lehmigen Sanden, schluffigen Fein- bis Feinstsanden, die weder vernässen noch trocken schrumpfen, die Haltbarkeit der Röhren aber garantieren (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 341). Sandwände werden in NRW vor Lehmwänden bevorzugt (LOSKE et al. 1999), Lösswände sind als Ausnahme anzusehen (NEUBAUR 1957). Primärlebensräume sind die Steilufer von Flüssen, heutzutage nutzen die meisten Uferschwalben jedoch Sand- und Kiesgruben LOSKE in NWO 2002, S. 172, meist direkt an Gewässern, doch auch bis über 4 km von Gewässern entfernt, MILDENBERGER 1984).
- Nahrungshabitate: offenes, strukturiertes Gelände mit Grünland, Acker, Gewässern, Waldrändern und Baumreihen. Zumindest bei schlechter Witterung, besonders nach Ankunft im Frühjahr und zu Ende der Brutperiode sind Flüsse, Bäche, Seen, Schlamm- und Klärteiche, Feuchtwiesen und andere windgeschützte Feuchtgebiete bevorzugte Aufenthaltsorte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, S. 341).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Ein Anstieg der Population bewirkt wahrscheinlich zunächst ein Anwachsen der bereits vorhandenen Kolonien, erst bei Überschreiten einer gewissen Grenze besiedelt die Uferschwalbe weniger optimale Brutplätze. Maßnahmen zur Schaffung von Brutmöglichkeiten erzielen daher in dicht besiedelten Gebieten, d. h. Gebieten mit großen Kolonien, die beste Wirkung (KUHNNEN 1983, S. 99-100).
- Im Vergleich mit Mehl- und Rauchschnalbe hat die Uferschwalbe einen großen Aktionsraum. Bei schlechter Witterung werden vor allem Gewässer und Feuchtgebiete aufgesucht, auch bis 8-10 km entfernt liegende (BAUER et al. 2005, S. 148). Trotzdem sind aus energetischer Sicht Brutplatznahe Nahrungshabitate günstig.

Sonstige Hinweise:

- Die Uferschwalbe kann jährlich starke Bestandsschwankungen zeigen, oft in Zusammenhang mit der Verfügbarkeit von geeigneten Brutplätzen und dem Bruterfolg des Vorjahres (BAUER et al. 2005).

Maßnahmen

1. Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm (AV1.1, AV1.4, G3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Uferschwalben brüten meist in Abbruchwänden aus leichten bis mittleren Böden. Durch die Maßnahme wird das Angebot an Fortpflanzungsstätten durch Schaffung geeigneter Brutwände erhöht. Die Maßnahme umfasst das Abstechen abgeflachter Böschungen, und / oder dynamische Abbaukonzepte in Sand- oder Lehmgruben.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Geeignetes Substrat (sandig-lehmig bis humos)
- Offener Anflugraum von ca. 20 m vor der Abbruchkante (LANG & WANNER 1997)
- Idealerweise Exposition der Abbruchkante von der Hauptwetterseite abgewandt bzw. von der Vormittagssonne beschienen (Nordost bis Südost, KUHNNEN 1983, S. 99).
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von bis zu 1 km zum Maßnahmenstandort vorhanden (je näher desto besser).

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Kolonie: Abbruchkante mit Gesamthöhe > 4 m (Schutz vor Nesträubern), unterhalb der Brutröhren mind. 2 m Höhe (RUGE 1989, LANG & WANNER 1997). Länge jeder Abbruchkante / Steilwand > 5 m)
- Abstechen abgeflachter Böschungen: vorhandene, jedoch abgeflachte Böschungen werden senkrecht abgestochen.
- Bei Maßnahmen in Sand- und Lehmgruben: uferschwalbenverträgliches Folgekonzept mit Erhalt von Steilwänden (keine Verfüllung oder Abflachung aller Steilwände). Anbringen eines Schutzzaunes an der Oberkante, sofern noch nicht vorhanden (gegen Wildschweine u. a. Säugetiere sowie Störungen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kolonien werden bevorzugt in frisch abgebauten Bereichen gegründet (KUHNNEN 1983, LOSKE et al. 1999). Nicht mehr abgebaute Bereiche verfallen rasch und eignen sich schon häufig nach wenigen Jahren nicht mehr als Brutplatz. Die Steilwände sind daher alle 2-3 Jahre auf Funktionstüchtigkeit zu prüfen (PANNACH 2006, S. 55) und ggf. neu abzustechen, von Pflanzenbewuchs zu befreien (RUGE 1989, S. 50) bzw. den Anflugraum freizuhalten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Anforderungen an Unfallgefahrenverhütung (Steilwand für spielende Kinder) beachten (Einzäunung o. a.).
- Als ergänzende Maßnahme können bestehende, aktuell geeignete Abbruchwände dadurch vor dem Abrutschen stabilisiert werden, dass man sie an der oberen Kante leicht abgräbt, eine Lage Eternit oder Dachpappe auflegt und die Abdeckung dann wieder mit Grasplatten oder Sand bedeckt. Dieses Verfahren empfiehlt sich besonders, wenn die Sandwände nur noch schmal sind (HÖLZINGER 1983, S. 14, RUGE 1989 S. 50).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von bis zu 2 Jahren. Die Uferschwalbe ist von ihrer Artökologie her darauf angewiesen, auch auf schnell sich verändernde (Pionier-) Standorte reagieren zu können. Daher und nach den vorliegenden Literaturhinweisen kann grundsätzlich eine kurzfristige Annahme geeigneter Standorte erwartet werden, wenn keine anderen Faktoren (z. B. Nahrungsangebot) limitierend wirken.
- Die Maßnahme ist grundsätzlich ab der nächsten Brutperiode nach Fertigstellung der Struktur wirksam. Um den Vögeln eine Erkundung zu ermöglichen, soll jedoch eine Vorlaufzeit von mind. 2 Jahren veranschlagt werden. Je näher die Maßnahme zu einer bestehenden Kolonie umgesetzt wird, desto schneller ist mit einer Besiedlung zu rechnen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahmen werden in der Literatur zahlreich vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, DBV 1983, KUHNEN 1983, LOSKE et al. 1999).
- Die Annahme von neu entstandenen Brutwänden ist in der Literatur zahlreich belegt (Haufen mit senkrechter Abbruchkante: KRAUSE 1988, GEORGE 1996b, VSE & GNOR 2010:29; Steilwände mit Nisthilfen: PANNACH 1996, SIEGNER 2001) und entspricht der Ökologie der Art, auf neu entstehende Lebensraumangebote kurzfristig reagieren zu können. Die Wirksamkeit der Maßnahme ist daher plausibel, wenn die Maßnahme im Umfeld bestehender Kolonien umgesetzt wird und wenn Bruthabitate limitierender Faktor sind. Da die benötigten Strukturen kurzfristig zur Verfügung stehen, besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Bei umfangreicher Maßnahmenkonzeption (uferschwalbenverträgliches Folgekonzept in Abbauflächen) ist ein Monitoring durchzuführen.
- Die Maßnahme soll nur in Kombination mit Fließgewässerrenaturierung durchgeführt werden.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Fließgewässerrenaturierung (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Uferschwalben brüten primär in natürlich entstandenen Abbruchkanten aus leichten bis mittleren Böden. Die aktuell bestehende Abhängigkeit von Sekundärstandorten (Abgrabungen) ist problematisch, da die Zukunft weiterer Abbauvorhaben Baggerseenlandschaften in NRW unsicher ist. Zudem sind die Brutwände in Abgrabungen oft sehr instabil (LOSKE in NWO 2002, S. 172). Durch die Renaturierung von Fließgewässern entstehen neue Abbruchkanten, so dass das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht wird. Zudem sind die renaturierten Fließgewässer auch als Nahrungshabitat (Fluginsekten) von Bedeutung.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Verbautes oder stark beschattetes Fließgewässer, dessen Fließgeschwindigkeit eine Entstehung von für die Uferschwalbe geeigneten Abbruchkanten zumindest bei Hochwasserereignissen zulässt.
- Geeignetes Substrat (sandig-lehmig bis humos) im Uferbereich.
- Offene Standorte (keine Fließgewässer im Wald).
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von bis zu 1 km zum Maßnahmenstandort vorhanden (je näher desto besser).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Kolonie: Es gibt keine weiteren begründeten Mengenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. 500m Gewässerslänge, mind. 3 geeignete potenzielle Böschungen am Prallhang, darüber hinaus auch mehr in Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen. Abbruchkante am Prallhang des Gewässers soll ausreichend hoch sein (Schutz vor Nesträubern), unterhalb der Brutröhren mind. 2 m Höhe (RUGE 1989, LANG & WANNER 1997). Länge jeder Abbruchkante / Steilwand > 5 m.
- Schaffung freier Anflugmöglichkeiten an die Steilwände (Rodung von ggf. vorhandenem Gehölzbewuchs). Um dem Fluss ein Mäandrieren zu ermöglichen, sind beidseitig des Fließgewässers mind. 10 m breite Pufferstreifen in die Maßnahme einzubeziehen.
- Zur Renaturierung von Fließgewässern vgl. „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Vorhandensein geeigneter Brutwände für die Uferschwalbe soll jährlich kontrolliert werden. Ggf. Kombination mit Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm.
- Ggf. Auffichtungen je nach Aufkommen von Gehölzen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- vgl. „Blaue Richtlinie“ (MUNLV 2010)

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Eine kurzfristige Wirksamkeit bezüglich der Entstehung von als Brutplatz geeigneten Böschungen innerhalb von bis zu 5 Jahren kann allgemein nicht garantiert werden, da unsicher ist, wann der Fluss neue Abbruchkanten schafft. Es besteht hierfür bei Einhaltung o. g. Bedingungen jedoch eine hinreichende Sicherheit. Dazu liegen auch Erfahrungen aus NRW vor (nach Erfahrungen bei der Ems und der Lippe, vgl. auch BECKERS 2002 unten). Ggf. kann eine Kombination mit Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm erfolgen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen innerhalb von bis zu 5 Jahren bereit (ggf. Kombination mit Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm). Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur zahlreich vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, GEORGE 1996a, GIRVETZ 2010, LOSKE et al. 1999, PANNACH 2006, DBV 1983, TAMM et al. 2004).
- BECKERS (2002, S. 18) berichtet von der Ansiedlung einer Uferschwalbenkolonie nach Entfesselung von Uferstrukturen im Rahmen eines Renaturierungsprojektes in der Lippeaue (1997: 1 BP, 1998: 4 BP; 1999: 26 BP, 2000 und 2001: 35 BP).
- Aufgrund der in der Regel umfangreichen Maßnahmenkonzeption bei der Gewässerrenaturierung ist ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Uferschwalbe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Entwicklung von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm: hohe Priorität (bei uferschwalbenverträglichen Abbaukonzepten in Sand- oder Lehmgruben) bis geringe Priorität (bei Fließgewässern)

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Beckers, B. (2002): Die Disselmersch. ABU Info 25/26: 12-21.
- Deutscher Bund für Vogelschutz DBV (1983): Uferschwalbe – Vogel des Jahres 1983. DBV-Merkblatt Nr. 82/12-006, Kornwestheim.
- George, K. (1996a): Bergbau kontra Artenschutz? Zur Anwendung des § 31 Absatz 2 Naturschutzgesetz Sachsen-Anhalt am Beispiel der Uferschwalbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 33 (1): 49-55.
- George, K. (1996b): Kieshaufen als Brutplatz für Uferschwalben – eine ökologische Falle? Der Falke 43 (1): 3.
- Girvetz, E. H. (2010): Removing erosion control projects increases bank swallow (*Riparia riparia*) population viability modeled along the Sacramento River, California, USA. Biological Conservation 143 (4): 828-838.

- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 1. Passeriformens (1. Teil): Alaudidae – Hirundinidae, Lerchen und Schwalben. Aula-Verlag, Wiesbaden, 507 S.
- Hölzinger, J. (1983): Einführung zum Artenschutzsymposium Uferschwalbe. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 5-16.
- Krause, R. (1988): Die Bestandsentwicklung der Uferschwalbe, *Riparia riparia* (L.), sowie Maßnahmen zu Angebot und Schutz von Brutstätten im Bereich der „Bielener Kiesgewässer“. Thür. Orn. Mitt. 38: 47-52.
- Kuhnen, K. (1983): Welche etho-ökologischen Aspekte sind bei der Uferschwalbe (*Riparia riparia*) im Rahmen von Schutzmaßnahmen zu beachten? Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 89-103.
- Lang, O.; Wanner, J. (1997): Folgenutzung des oberflächennahen Rohstoffabbaus. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 35: 101-112.
- Loske, K.-H.; Glinka, S.; Jöbges, M. (1999): Bestandserfassung und Verbreitung der Uferschwalbe (*Riparia riparia*) 1998 in NRW. Löbf-Mitteilungen 2/1999: 51-59.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21. Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.05.2011.
- Neubaur, F. (1957): Beiträge zur Vogelfauna der ehemaligen Rheinprovinz. Decheniana 110: 1-278.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
- Pannach, G. (2006): Die Uferschwalbe. Die Neue Brehm-Bücherei Band 655. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.
- Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.
- Siegner, J. (2001): Bruterfolge von Uferschwalben in einer künstlichen Steilwand. Der Falke 48 (1): 19-21.
- Tamm, J.; Richarz, K.; Hormann, M.; Werner, M. (2004): Hessisches Fachkonzept zur Auswahl von Vogelschutzgebieten nach der Vogelschutz-Richtlinie der EU. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Frankfurt / M.
- VSE (Industrieverband Steine und Erden e.V.) & GNOR (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V.) (2010): Zwischenbericht Juli 2010 Kooperationsprojekt „Abbaubetriebe und Amphibienschutz“. 34 S. http://www.verband-steine-erden.de/download/1007_Zwischenbericht_Kooperationsprojekt.pdf?PHPSESSID=0089a03f44b2693822b4e9f60b30beaa. Abruf 04.11.15

1.59 Uhu (*Bubo bubo*)

Uhu *Bubo bubo* ID 63

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Uhu brütet in Nischen an Felswänden und in Steinbrüchen, teilweise jedoch auch in Baumhorsten anderer Vogelarten, in Gebäuden oder am Boden (v. a. am Rand von Abgrabungen). Die Brutstätten werden bei Felsbrütern oft wiederbenutzt. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Brutplatzes statt. Als Fortpflanzungsstätte gilt bei Felsbrütern die besetzte Felswand / bei Boden- oder Baumbrütern der besetzte Brutplatz bzw. Greifvogelhorst mit einem störungsarmen Puffer von 100 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010, bei Gebäudebrütern nur der Brutstandort). Aufgrund des großen Aktionsraumes und der Flexibilität des Uhus ist eine Abgrenzung weiterer essenzieller Habitatbestandteile meist nicht erforderlich.

Ruhestätte: Als Ruhestätte werden Tageseinstände an Felswänden oder in (Nadelholz-) Baumgruppen neben der Fortpflanzungsstätte beansprucht. Grundsätzlich werden als Ruhestätte die Tageseinstände mit einem Umkreis von bis zu 100 m abgegrenzt. Diese sind für die Brutvögel in der Regel in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(ft. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Nischen als Brutplatz; in Baumbrüterelevieren Horste anderer Vogelarten.
- Deckungsreiche Tageseinstände (meist Nadelbäume) als Ruheplatz in unmittelbarer Nähe zum Brutplatz
- Strukturiertes Offenland, idealerweise mit Gewässernähe, als wichtiges Nahrungshabitat

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Uhuvorkommen werden oft von Einzelpersonen / Gruppen (z. B. Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen EGE, AG Eulen, [GNOR](#)) des ehrenamtlichen Naturschutzes betreut. Diese sollen an der Maßnahmenkonzeption beteiligt werden.
- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Uhu vor (<https://fu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/voegel/uhu/> Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Optimierung von Brutstandorten / Anlage von Nistnischen in Felsen (Av1.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Uhu baut keine eigenen Nester, sondern brütet meistens in Felswänden mit Höhlungen, daneben in Baumnestern anderer Arten, an Bauwerken oder am Boden. Bei Mangel an Nistmöglichkeiten wird durch die Optimierung von vorhandenen Felswänden (Freischneidung zugewachsener Felswände, Anlage von Horstnischen) oder Anbringen von Kunsthorsten in Bäumen bzw. Bauwerken je nach „Bruttypus“ das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen, insbesondere Bahnstrecken mit Oberleitung und Straßen mit Tempolimit > 30 km/h, ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger, Kletterer etc.) zu achten. (Sofern es sich um eine höhere Felswand handelt, spielen Spaziergänger keine Rolle).
- Bei Felswand-Bruten ist eine Verminderung der Störung durch Freizeitaktivitäten (insbesondere Geocaching und Klettern) im Einzelfall erforderlich (HORMANN 2012, PIETSCH & HORMANN 2012: 62). Als störungsfreien Radius empfiehlt HORMANN (2012) 300 m.
- Je nach betroffenem „Bruttypus“: Zugewachsene natürliche Felswände (Optimierung von Fortpflanzungsstätten) oder glatte anthropogen entstandene Felswände ohne Nischen (im Regelfall keine Anlage von Nischen bei Naturfelsen); Höhe der Felswände > 10 m; Bäume mit Eignung als potenzieller Horstbaum (mind. mittleres Baumholz).
- Der Untergrund soll nicht zur Vernässung neigen (GÖRNER 1983) (Dieser Faktor spielt bei Horstnischen in wettergeschützter Lage keine Rolle). Tonsteine werden in der Regel gemieden (BERGERHAUSEN et al. 1989, S. 165).
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten, Nähe zu Nahrungshabitaten, Entfernung zu geeigneten Tageseinständen bis 500 m (BERGERHAUSEN et al. 1989, S. 166).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar bei Felsbrütern: Anlage von mind. 3 geeigneten Nischen. Tiefe ca. 1 m, Breite 2-3 m, Boden möglichst eben (EGE o. J.). Bei Maßnahmen in Steinbrüchen: uhuverträgliches Folgekonzept mit Erhalt von Steilwänden (keine Verfüllung oder Abflachung aller Steilwände) (HORMANN 2012). Bei „Kantenbruten“ (Bruten an der Oberkante von Felswänden) Anbringen eines Schutzzaunes, sofern noch nicht vorhanden (gegen Wildschweine u. a. Säugetiere).
- Orientierungswerte pro Paar bei Baumbrütern: Schaffung von 3 künstlichen Horstplattformen (Maße und Durchführung in Absprache mit Experten).
- Details zur Durchführung und zur Auswahl der Standorte sind bei allen Maßnahmen von fachkundigen Personen vorzunehmen.
- Freistellung von zugewachsenen, ansonsten geeigneten Brutnischen durch Entfernung von Gehölzaufwuchs (EGE 2014: 8).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gewährleistung eines freien Anfluges: ggf. Freischneiden in Abhängigkeit vom Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Uhu tritt als Prädator der übrigen Eulenarten **und des Wanderfalken** auf, daher sind mögliche Zielkonflikte zu beachten.
- Der Uhu duldet an kleineren Felswänden keine Brut des Wanderfalken, was zu einem Zielkonflikt führen kann (PIETSCH & HORMANN 2012, S. 30 f.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Horstnischen sind grundsätzlich ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um dem Uhu eine Eingewöhnung zu ermöglichen, sollen die Nischen jedoch mit 1 Jahr Vorlaufzeit angelegt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die Nisthilfen sind kurzfristig herstellbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt, weiterhin ist der Uhu bei der Wahl seiner Brutplätze relativ flexibel. Der Maßnahmentyp wird z. B. von BAUER et al. (2005, S. 721), EGE (o. J.), HORMANN 2012, NABU RLP (2004), sowie von PIETSCH & HORMANN (2012: S. 71) empfohlen und kann auch innerhalb des laufenden Betriebs durch Steinbruchbetreiber erfolgen. Nachweise über die Annahme von künstlichen Nistnischen liegen vor (z. B. GÖRNER 1983, BROSSETTE 2003). Ebenso bestehen jedoch auch (unveröffentlichte) Fälle, bei denen die Maßnahmen nicht vom Uhu angenommen wurden (Expertenworkshop 7.11.2011, LANUV Recklinghausen). Trotzdem besteht nach Bewertung im Expertenworkshop eine „hohe“ Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Bei umfangreicher Maßnahmenplanung (z. B. uhuverträgliches Folgekonzept, Gewährleistung von Störungsfreiheit durch Kletterer) ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Uhu auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihm einen Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen (SITKEWITZ 2005, S. 169). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereicht, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen, insbesondere Bahnstrecken mit Oberleitung und Straßen mit Tempolimit > 30 km/h (vgl. PIETSCH & HORMANN 2012: 33), ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in grünlandgeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch für den Uhu wichtige Nahrungstiere (z. B. Kleinnager, Igel, Kaninchen, Wasservogel, Vogelarten bis zur Taubengröße).
- Möglichst zentral im Aktionsraum von 2,5 km um den Horst der betroffenen Paare (LEDITZNIG 1996) und nicht außerhalb eines Radius von 5 km um den Horststandort (HORMANN 2012).
- Offenland, idealerweise mit Waldrandnähe (SITZKEWITZ 2005, S. 167) oder Gebiete mit Einzelbäumen / Baumgruppen als Ansitzmöglichkeiten.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften; Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung und Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, Sierro & Arlettaz 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
 - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet. Keine Verwendung von Stacheldraht (vgl. HORMANN 2012) zur Abzäunung.

- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege in die Maßnahme einbezogen. Bei gering oder nicht befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle und / oder Einzelbäume pflanzen) (SITZKEWITZ 2005) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Siehe Optimierung von Brutstandorten / Anlage von Nistnischen in Felsen
- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt, die Maßnahmengestaltung orientiert sich an den Präferenzen des Uhus bei der Nahrungssuche (SITZKEWITZ 2005). Entsprechende Maßnahmen werden vom Typ her („extensive Grünlandbewirtschaftung“) z. B. von BAUER et al. (2005) und NLWKN (2010) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Maßnahme wird jedoch vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (G1.1, O3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Uhu spielen Vögel bis Taubengröße und Säuger bis Kaninchen / Hasengröße eine wichtige Rolle als Nahrungstiere. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt bei Betroffenheit von für seine Nahrungstiere wichtigen Strukturierungselementen (z. B. Hecken, strukturierte Waldränder) eine entsprechende Aufwertung. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen, insbesondere Bahnstrecken mit Oberleitung und Straßen mit Tempolimit > 30 km/h (vgl. PIETSCH & HORMANN 2012: 33), ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum von 2,5 km um den Horst der betroffenen Paare (LEDITZNIG 1996) und nicht außerhalb eines Radius von 5 km um den Horststandort (HORMANN 2012).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 1 km) im Aktionsraum empfohlen. Die Maßnahme kann mit den Maßnahmen 2, 4 und 5 kombiniert werden.
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Uhu relevanten Nahrungstieren.
- Anlage und Pflege von Hecken: Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Dieser ist einmal pro Jahr ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes. Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Habichts durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigten Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).
- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen: Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst“. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.
- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Beachtung von Zielkonflikten: Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).
- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht mit hohen Baumreihen o. a.
- Die Maßnahme soll aufgrund von Zielkonflikten nur durchgeführt werden als Ersatz für die Betroffenheit der genannten Strukturen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZEIDLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche des Uhus sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen bezogen auf den Uhu nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar. Entsprechende Maßnahmentypen zur Strukturierung von Offenland werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 721), DALBECK (2003) sowie PIETSCH & HORMANN (2012: 71) empfohlen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung (G1, G5, G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Gewässerrandbereiche spielen für die Nahrungssuche des Uhus in der Regel eine besondere Rolle (DALBECK et al. 1998: S. 342) aufgrund der hier reichlich vorhandenen Nahrungstiere (z. B. Ratten, Blesrallen, Entenvögel). Dabei ist das Vorhandensein eines Saumes mit Begleitvegetation von besonderer Bedeutung (SITKEWITZ 2005, S. 169). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereicht, indem vorhandene Gewässer optimiert oder neue stehende Gewässer mit Begleitvegetation geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen, insbesondere Bahnstrecken mit Oberleitung und Straßen mit Tempolimit > 30 km/h (vgl. PIETSCH & HORMANN 2012: 33), ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum von 2,5 km um den Horst der betroffenen Paare (LEDITZNIG 1996) und nicht außerhalb eines Radius von 5 km um den Horststandort (HORMANN 2012).
- Vorhandene stehende oder fließende Gewässer im Offenland ohne Saumstrukturen oder Neuanlage stehender Gewässer innerhalb des Aktionsraumes des Uhus, am besten brutplatznah; bei Neuanlage von Stillgewässern wasserhaltiger oder wasserundurchlässiger Boden (keine Folienteiche).
- Offenland, idealerweise mit Waldrandnähe (SITZKEWITZ 2005 S. 167)

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften; Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung und Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Ein Saumstreifen soll > 6 m breit sein (LANUV 2010). An den Saum schließt sich auf mind. 10 m Breite extensiv genutztes Offenland mit kurzrasigen oder lückigen Strukturen an. Bei Fließgewässern idealerweise Anlage eines beidseitigen Streifens. Sofern nicht vorhanden, ist für eine Besonnung auf > 50 % der Flächen zu sorgen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle, Masten, Pflanzung Einzelbäume) (LEDITZNIG 1996, S. 58, SITZKEWITZ 2005) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Rückbau ggf. vorhandener Uferbefestigungen, Beseitigung von dominierenden Steiluferrn, Neuanlage von Stillgewässern. Bei Gewässern ohne Saum Einstellung der randlichen Beweidung / Mahd, so dass sich ein Uferstreifen entwickeln kann. Für die Säume gelten die generellen Entwicklungs-/Pflegeempfehlungen für Uferstreifen (z. B. FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MAMS 2000, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung und Pflege entsprechend den obigen Anweisungen. Offenhaltung in Abhängigkeit des Aufkommens von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Siehe Optimierung von Brutstandorten / Anlage von Nistnischen in Felsen
- Bei Fließgewässern sollen auch aus bewirtschaftungstechnischen Gründen idealerweise große Teile der Aue bis hin zur gesamten Aue in die Maßnahme einbezogen werden. Dies ist insbesondere bei zur Mäandrierung neigenden Fließgewässern zu empfehlen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren: Entwicklung eines Saumes als Vegetationsstruktur und Besiedlung durch Beutetiere. Erste Arten wie Mäuse besiedeln bereits im 1. Jahr die Flächen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind grundsätzlich kurzfristig entwickelbar.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand für eine konkrete Fläche nachweisbar (z. B. über Telemetrie), da der Uhu eine Art mit großem bis sehr großem Aktionsraum ist. Das Fehlen geeigneter Nahrungshabitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen des Uhus, so dass die o. g. Maßnahme vom Typ her (Schutz von Feuchtgebieten und Gewässern) z. B. von BAUER et al. (2005, S. 721), DALBECK & HEG (2006, S. 19), LEDITZNIG (2005, S. 6) und MEBS & SCHERZINGER (2000, S. 109) empfohlen wird.
- Es bestehen jedoch Unsicherheiten bezüglich der signifikanten Besiedlung durch für den Uhu relevante Beutetiere (Expertenworkshop 7.11.2011, LANUV Recklinghausen). Daher besteht nur eine „mittlere“ Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, so dass ein Monitoring erforderlich ist (im Falle einer großflächigen Auen- oder Fließgewässerrenaturierung ist dies aufgrund der umfangreichen Maßnahmenplanung ohnehin erforderlich).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) _____
erforderlich (populationsbezogen) _____
bei allen Vorkommen _____
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen _____
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten _____

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

5. Entwicklung von Extensivacker (O2.1) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Uhu auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihm einen Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen (SITKEWITZ 2005: S. 169). In der Maßnahme werden günstige, kleinsäugerreiche Nahrungshabitate im Acker bereitgestellt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen, insbesondere Bahnstrecken mit Oberleitung und Straßen mit Tempolimit > 30 km/h (vgl. PIETSCH & HORMANN 2012: 33), ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum von 2,5 km um den Horst der betroffenen Paare (LEDITZNIG 1996) und nicht außerhalb eines Radius von 5 km um den Horststandort (HORMANN 2012).
- Offenland, idealerweise mit Waldrandnähe (SITKEWITZ 2005, S. 167) oder Gebiete mit Einzelbäumen / Baumgruppen als Ansitzmöglichkeiten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch für den Uhu wichtige Nahrungstiere (z. B. Kleinnager, Igel, Kaninchen, Wasservogel u.w. Vogelarten bis zur Taubengröße).
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung“). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für den Uhu. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit den Maßnahmen 2, 3 und 4 möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.

- Pro Fläche >2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe und / oder Einzelbäume pflanzen) (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 366) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Siehe oben (Erhalt der Kulturen entsprechend den Pflegevorgaben)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen.
- Es sind mögliche Zielkonflikte mit bodenbrütenden Feldvögeln der Offenlandschaft zu beachten (Uhu als Prädator).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Uhu zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Wissenschaftliche Nachweise liegen für den Uhu nicht vor. Maßnahmen zur extensiven Ackernutzung für den Uhu werden z. B. NLWKN (2010) empfohlen (in der übrigen Literatur meist im Rahmen einer „extensiven Nutzung der Kulturlandschaft“ o. a., z. B. BAUER et al. 2005, S. 721). Es liegen Ergebnisse von Arten mit ähnlicher Ernährungsweise vor. So weisen die Untersuchungen von ASCHWANDEN et al. (2005) auf eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen, für die Waldohreule hin. Die Bedeutung von Extensiväckern und insbesondere von einjährigen Brachen ist von WUNDTKE & SCHNEIDER (2003) für die Schleiereule nachgewiesen. Für mehrere andere Greifvogelarten mit ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für Greifvögel (Mäusebussard, Turmfalke) im Winter. Nach BRABAND et al. (2006) wurden in der Hellwegbörde durch Maßnahmen zur Extensivierung von Ackerstreifen / Anlage z. B. Feldhasen und Feldvögel (potenzielle Beutetiere des Uhus) gefördert.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit:

Für den Uhu stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Anlage und Optimierung von Bruthabitaten von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

- Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Bergerhausen, W.; Ralder, K. & H. Willems (1989): Besiedlungspräferenzen des Uhus (*Bubo bubo* L.) in der Eifel. *Charadrius* 25 (4): 157-178.
- Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.
- Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlussbericht: Bad Sassendorf Lohne.
- Brossette, B. (2003): Der Uhu im mittleren und westlichen Saarland. Anpassungsfähig und vielseitig. *Naturschutz im Saarland* 1/2003: 22-23.
- Dalbeck, L.; Bergerhausen, W.; Krischer, O. (1998): Telemetriestudie zur Orts- und Partnertreue beim Uhu *Bubo bubo*. *Vogelwelt* 119: 337-344.
- Dalbeck, L. (2003): Der Uhu *Bubo bubo* (L.) in Deutschland - autökologische Analysen an einer wieder angesiedelten Population - Resümee eines Artenschutzprojektes. Aachen, 159 S. (Dissertation Universität Bonn).
- Dalbeck, L.; Heg, D. (2006): Reproductive success of a reintroduced population of Eagle Owls *Bubo bubo* in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. *Ardea* 94 (1): 3-21.
- EGE, Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen e. V. (ohne Jahresangabe): In Steinbruch, Ton-, Sand- und Kiesgrube Uhus schützen. EGE-Artenschutz-Information Nr. 5 (Faltblatt).
- EGE, Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen e. V. (2014): Ermittlung und Dokumentation von Habitaten des Uhus in den rheinland-pfälzischen Landkreisen Bad Kreuznach, Donnersbergkreis und Kusel. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, 9 S. https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/Artenschutzprojekte/Uhu/Ermittlung_und_Dokumentation_von_Uhu-Habitaten_in_drei_Landkreisen.pdf, Abruf 23.01.2018
- Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 (7): 209-215.
- Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. *Mitt. Ver. Sächs. Ornithol.* 9: 87-100.
- Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M18 Buffer stripes around water bodies" (im Anhang).
- Görner, M. (1983): Ansprüche der felsbrütenden Uhus (*Bubo bubo*) in Thüringen an den Horstplatz. *Beiträge Vogelkunde Jena* 29: 121-136.
- Gruttko, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 367-376.
- Hötter, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhäuser) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau). Manuskript. <http://download.scientificcommons.org/51876/Landbauf.Volkenrode> 54: 251-260.
- Hormann, M. (2012): Maßnahmenblatt Uhu (*Bubo bubo*). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.

- Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.
- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011
- Leditznig, C. (1996): Habitatwahl des Uhus (*Bubo bubo*) im Südwesten Niederösterreichs und in den donau nahen Gebieten des Mühlviertels auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 29: 47-68.
- Leditznig, C. (2005): Die Situation des Uhus (*Bubo bubo*) in Österreich und seine Schutzprobleme. *Artenschutz-Report* 17: 1-6.
- Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstgung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011.
- MAmS - Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (2000). Hrsg. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Abteilung Straßenbau, Straßenverkehr.
- Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010.
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217.
- Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Rheinland-Pfalz (NABU RLP, 2004): Steinbrüche: Lebensraum für den uhu in Rheinland-Pfalz. Faltblatt.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Uhu (*Bubo bubo*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 23.3.2011.
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B.; Blum, H. (1986): Qualitative und quantitative Beziehungen zwischen Heckenvorkommen im Kanton Thurgau und ausgewählten Heckenbrütern: Neuntöter, Goldammer, Dorngrasmücke, Mönchsgrasmücke und Gartengrasmücke. *Ornithologischer Beobachter* 83: 7-34.
- Pietsch, A. & Hormann, M. (2012): [Artgutachten für den Uhu \(*Bubo bubo*\) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Frankfurt. 80 S.](#)
- Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. *Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg* 33: 51-53.
- Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte ANL* 16: 123-160.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Sitkewitz, M. (2005): Telemetrische Untersuchungen zur Raum- und Habitatnutzung des Uhus *Bubo bubo* im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. *Ornithologischer Anzeiger* 44: 163-170.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.
- Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule *Tyto alba*. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): *Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

1.60 Wachtel (*Coturnix coturnix*)

Wachtel *Coturnix coturnix* ID 64

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wachteln sind Bodenbrüter und legen ihr Nest jedes Jahr neu an. Das Fortpflanzungsverhalten ist kompliziert (s. u.). Eine besondere Ortstreue ist bei dieser „Invasionsvogelart“ nicht bekannt. Die Fortpflanzungsstätte einzelner Individuen ist daher nicht konkret abgrenzbar. Hilfsweise kann als Fortpflanzungsstätte die gesamte Parzelle in einem Umfang von bis zu 1 ha um den Aktionsraum-Mittelpunkt mit angrenzenden Randstreifen, Feldwegen, Brachflächen etc. abgegrenzt werden.

Ruhestätte: Wachteln ruhen auf dem Boden, in den Mittagsstunden z. B. an sonnigen, geschützten Plätzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 312). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Als Offenlandart besiedelt die Wachtel möglichst gehölzfreie Felder, Wiesen und Ruderalflächen mit einer ausreichend hohen, Deckung bietenden, jedoch auch lichten Vegetationsschicht auf tiefgründigen bis feuchten Böden. Sie fehlt in ganz trockenen oder gehölzbestandenen Flächen. Die Vegetation muss nach oben ausreichend Deckung bieten, aber auch gut zu durchlaufen sein (HERRMANN & DASSOW in FLADE et al. 2003, GEORGE 1990 S. 139), z. B. sind dichtes Grünland oder verfilzte Brachen ungeeignet.
- GEORGE (1996, 1999) fand in einer 15jährigen Untersuchung in Sachsen-Anhalt eine Bevorzugung folgender Kulturen (Optimalhabitate): Sommergerste oder Sommerroggen mit Luzerne-Einsaat, Sommergerste oder Sommerroggen mit Klee-Einsaat, Luzerne-Gras-Gemisch, Hafer mit Klee- oder Gras-Einsaat, weiterhin wahrscheinlich (geringe Stichprobenzahl) auch selbstbegrünte Brachen, Senf und Sommerweizen. Durchschnittliche Nutzungen (suboptimale Habitate) waren bei Luzerne, Winterweizen, Rotklee, Klee-Gras-Gemisch, Erbsen und wahrscheinlich auch Weidelgras festzustellen. Unterdurchschnittlich (pessimal) wurden Wintergerste, Mais, Buschbohne, Kartoffel, Hafer, Winterraps und Mähwiesen genutzt. Wichtigste Gemeinsamkeit der optimalen Habitate ist die Frühjahrsaussaat der Kulturen, was zur Folge hat, dass zum Zeitpunkt der Ankunft der Wachteln der Boden nicht vollständig bedeckt ist. Aufwertend ist auch der gemischte Anbau von Sommergetreide und / oder Gras mit Luzerne oder Klee (GEORGE 1999).
- Nach den Rufstandorten einer Erfassung in Mittelwestfalen wurden vor allem Ackerbrachen und Sommergerste bevorzugt, während Raps, dichtes Wintergetreide und Randbereiche von Gehölzen gemieden wurden (ILLNER in NWO 2002; S. 86).
- Der Lebensraum muss neben der Deckung ein reichhaltiges Angebot an kleinen Sämereien (Ackerkräuter) und Arthropoden liefern, daneben Sonnen- und Staubbadmöglichkeiten (WEISS in SUDMANN et al. 2012).
- Weiterhin wichtig sind auch Weg- und Ackerrandstreifen sowie unbefestigte Wege. Im Verlauf des Sommers kann die Wachtel auch in Hackfruchtkulturen wechseln (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 305).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Wachtel ist in Deutschland Zugvogel von ausgeprägtem Invasionsvogelcharakter, der je nach den Niederschlags- und damit Nahrungsverhältnissen im Südteil seines Brutgebietes Jahr für Jahr unterschiedlich weit nach Norden zu ziehen scheint (zu einer genaueren Analyse reichen die vorliegenden Daten nicht aus, doch scheinen sich „Wachteljahre“ in Nordafrika und Mitteleuropa gegenseitig auszuschließen, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 300). Die bisherigen Daten deuten darauf hin, dass ein Teil der mitteleuropäischen Spätbruten von diesjährigen Vögeln lokaler oder auch mediterraner Herkunft getätigt wird (ebd. S. 307). So weist auch DÖRRIE (2008) für Süd-Niedersachsen darauf hin, dass die Mehrzahl der Wachteln im Juni eintrifft. Diese Tiere gehören vermutlich der südeuropäisch- / nordafrikanischen Teilpopulation an. Nachweise „deutscher“ Wachtelmännchen, die ab Ende April bis Mitte Mai rufend auf sich aufmerksam machen, seien damit verglichen nur spärlich. Die potenziellen Bruthabitate sind im Juni aber wegen der fortgeschrittenen Vegetationsentwicklung kaum noch nutzbar und werden zudem bereits sechs bis acht Wochen nach dem Eintreffen der Vögel abgeerntet. Das Zeitfenster für eine erfolgreiche Reproduktion ist dann zu klein. Der geringe Bestand „heimischer“, früher ankommender Brutvögel werde daher wahrscheinlich durch die Zunahme der später ankommenden balzenden Männchen überlagert.
- Das Fortpflanzungsverhalten der Wachtel ist kompliziert, es sind verschiedene Paarungssysteme bekannt (von Monogamie bis Polygynie, Polyandrie und Promiskuität). Territorien i. e. S. werden nicht verteidigt, dafür bestehen „Wachtelrufplätze“ an geeigneten Standorten. Viele ♂ bleiben unverpaart und nomadisieren umher. Der Aktionsraum eines „Paares“ beträgt meist < 1 ha, bei den unverpaarten ♂ ca. 2-6 ha (BAUER et al. 2005 S. 150). Bei einer in der Uckermark durchgeführten Untersuchung (HERRMANN & DASSOW in FLADE et al. 2003) zeigte sich eine enorme Fluktuation und Wanderbewegungen der Mehrzahl der besenderten Wachtel-♂. Fast die Hälfte der ♂ war nach spätestens 5 Tagen aus dem Beobachtungsgebiet verschwunden; nur 4 (14 %) der ♂ hielten sich über 30 (bis 100) Tage im UG auf. Einzelne rufende ♂ konnte verfolgt werden, wie sie tagsüber das Untersuchungsgebiet großräumig durchwanderten und schließlich verließen. Verpaarte ♂ riefen bis auf eine Ausnahme nicht und hielten sich stets in unmittelbarer Nähe (max. 5 m entfernt) von den ♀ auf. In der Nähe von verpaarten Vögeln waren aber stets andere rufende ♂ zu hören.
- Optimale Habitate werden gezielt aufgesucht, was fruchtwechselbedingt über Jahre zu einer Gleichverteilung der Wachtelnachweise in großen Teilen einer Feldflur führen kann (GEORGE 1999, Sachsen-Anhalt).
- WEISS (in SUDMANN et al. 2012) weist darauf hin, dass für die Wachtel großflächige Maßnahmen notwendig sind, um eine ausreichende Reproduktion in kolonieartigen Brutverdichtungen sicherzustellen und kleinräumige „Hier und Dort“-Maßnahmen der Art nicht weiter helfen. Deshalb kann es sinnvoller sein, Maßnahmen in bestimmten Gebieten zu konzentrieren, um solche Areale zu optimieren oder aufzubauen, anstatt kleinflächig in unmittelbarer Umgebung zum Eingriffsort zu planen.

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutzten Ackerkulturen entstehen für die Wachtel v. a. Probleme durch zu dicht aufwachsende Vegetation und durch die zu frühe Ernte. Durch Nutzungsextensivierung von Intensiväckern und Anlage von Ackerbrachen werden für die Wachtel günstige Ackerkulturen geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und geschlossene Baumreihen, Wälder, Siedlungsrand, große Hofanlagen) in der Nähe bis ca. 200 m, bei näherer Lage zu einer geschlossenen Gehölzkulisse (jedoch nicht < 100 m) soll das Gelände nach mind. 2 Seiten hin großflächig offen sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 305).
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des „Reviere“ mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Aktionsraumgröße und mind. 1 ha (nach BAUER et al. 2005 S. 150). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
 - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten).
 - Ackerrandstreifen (Paket 4000 / 4010 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die sonst im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen kurzrasig und mit vegetationsfreien Stellen gehalten werden

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig neu gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedene Flächen ist dabei möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Es erscheint von der Artökologie her plausibel, dass die Wachtel von den Maßnahmen profitiert, die im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern günstigere Bedingungen bieten (lückige, nahrungsreiche Strukturen ohne Brutverlust durch Ernte während der Brutzeit). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Jagd auf dem Zugweg, geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 150) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Wachtel, so dass die o. g. Maßnahmen vom Typ her häufig empfohlen wird (z. B. BAUER et al. (2005 S. 150), HERRMANN & DASSOW (2003), HÖTKER (2004), NLWKN (2010), GEORGE (1999) und SUDMANN et al. (2008, S. 157)). JOEST (2009) belegt eine häufigere Nutzung o. g. flächiger Maßnahmentypen durch Hühnervögel (inklusive Wachtel) im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern. Die Wachtel wird von ABU (2009) für die o. g. streifenförmigen Maßnahmentypen als Zielart aufgeführt. JENNY (2000, Schweiz) belegt eine hohe Rufaktivität der Männchen in verkrauteten Getreidefeldern und Buntbrachen.
- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein maßnahmenbezogenes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für die Wachtel Probleme durch zu dicht aufwachsende Vegetation und durch Mahd während der Brutzeit. Durch die Anlage von Extensivgrünland werden für die Wachtel günstige Grünlandstrukturen geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und geschlossene Baumreihen, Wälder, Siedlungsrand, große Hofanlagen) in der Nähe bis ca. 200 m, bei näherer Lage zu einer geschlossenen Gehölzkulisse (jedoch nicht < 100 m) soll das Gelände nach mind. 2 Seiten hin großflächig offen sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 305). Schlaggröße < 20 ha (nach GEORGE 1990).
- Für die Wachtel als Bodenvogel ist von Bedeutung, dass die Vegetation nach oben ausreichend Deckung bietet, aber auch gut zu durchlaufen ist. Daher sollen keine Standorte ausgewählt werden, auf denen sich innerhalb der Brutzeit der Wachtel (Mai bis August) eine sehr dichte und hohe Vegetation etabliert (d. h. keine wüchsigen, nährstoffreichen Standorte, alternativ vorherige Ausmagerung).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des „Reviere“ mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Aktionsraumgröße und mind. 1 ha (nach BAUER et al. 2005 S. 150). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Formblatt Extensivgrünland).
- Es sollen keine Pflegearbeiten (Mahd) innerhalb der Brutzeit der Wachtel (Mai bis Anfang August) durchgeführt werden. Auch unbefestigte Feldwege mit Krautsaum können in die Maßnahme einbezogen werden (z. B. Funktion als Staubbadestelle, GEORGE 1990 S. 140), sofern kein besonderes Kollisionsrisiko besteht. Bei gering frequentierten Wegen, die sonst im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen kurzrasig und mit vegetationsfreien Stellen gehalten werden.
- Beweidung: Bis zum Abschluss der Jungenaufzucht darf maximal eine Großvieheinheit pro Hektar aufgetrieben werden (optimal geeignet sind Mutterkühe oder Rinder, während Jungviehherden hingegen aufgrund ihres „ungestümen Verhaltens“ eher nicht geeignet sind). Nach dem Abschluss der Aufzuchtzeit (spätestens ab 16. August) können die Flächen auch stärker beweidet werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Jährliche Mahd entsprechend den o. g. Vorschriften.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 (-10) Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Es erscheint von der Artökologie her plausibel, dass die Wachtel in Grünlandgebieten von der Maßnahme profitiert, die im Vergleich zu konventionell bewirtschaftetem Grünland günstigere Bedingungen bietet (lückige, nahrungsreiche Strukturen ohne Brutverlust durch Mahd während der Brutzeit). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die

lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Jagd auf dem Zugweg, geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 150) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitats gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Wachtel. Die Maßnahme wird vom Typ her von BAUER et al. (2005) genannt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für die Wachtel bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Angaben zur Priorisierung:

- In ackergeprägten Gebieten haben Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland, in grünlandgeprägten Gebieten die Anlage von Extensivgrünland Priorität.

Quellen:

ABU (2009): Modellvorhaben Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest und DBU-Verbund Lebensraum Börde. <http://abunaturschutz.de/ackerstreifen/hinweis1.html>.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Dörrie, H. (2008) Die Wachtel *Coturnix coturnix* in Süd-Niedersachsen und anderswo – Erfolgsgeschichte oder Scheinblüte? Website des Arbeitskreises Göttinger Ornithologen AGO www.ornithologie-goettingen.de/?p=170, Stand 10.8.2009

George, K. (1990): Zu den Habitatansprüchen der Wachtel. *Acta ornithoecol.* 2 (2): 133-142.

George, K. (1996): Habitatnutzung und Bestandssituation der Wachtel *Coturnix coturnix* in Sachsen-Anhalt. *Vogelwelt* 117: 205-211.

George, K. (1999): Sommerlebensräume der Wachtel *Coturnix coturnix* in der mitteleuropäischen Agrarlandschaft. *NNA-Berichte* 12 (3): 88-92.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5. Galliformes – Gruiformes; Hühnervögel, Rallen- und Kranichvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 699 S.

Herrmann, M.; Dassow, A. (2003): Wachtel *Coturnix coturnix*. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (Hrsg.): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 71-74.

Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.

Jenny, M. (2000): Die Auswirkung von Buntbrachen auf Vögel. In: Nentwig, H. (Hrsg.): Streifenförmige ökologische Ausgleichsflächen in der Kulturlandschaft. Ackerkrautstreifen, Buntbrache, Feldränder. Vaö-Verlag Agrarökologie, Bern, S. 137-151.

Joest, R. (2009): Hilfe für Wiesenweihe, Feldlerche und Co. Zur Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes für die Brutvögel der Hellwegbörde. *ABU info* 31/32 (2008/09): 20-29.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Wachtel (*Coturnix coturnix*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 16.5.2011.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, A. Hegemann, F. Herhaus, J. Mölle, K. Nottmeyer-Linden, W. Schubert, W. von Dewitz, M. Jöbges & J. Weiss (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens 5. Fassung. Charadrius 44: 137-230.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

1.61 Wachtelkönig (*Crex crex*)

Wachtelkönig *Crex crex* ID 65

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Wachtelkönig brütet am Boden in feuchten bis trockenen Wiesen oder in Äckern. Das Siedlungsverhalten ist außerordentlich dynamisch und wird geprägt durch Ortswechsel als Folge von ungünstiger Bewirtschaftung, saisonalen Überflutungen und durch Abwanderung von rufenden Männchen nach erfolgreicher Verpaarung. Die Männchen erscheinen vor den Weibchen im Brutgebiet und beginnen zu rufen, um die Weibchen anzulocken (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001). Um den Erfolg der Partnerfindung zu erhöhen, werden größere Rufgruppen gebildet (FLADE 1994). Der Wachtelkönig lebt sehr heimlich. Bei Kartierungen werden die Brutplätze meistens anhand der regelmäßig rufenden Männchen abgegrenzt. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flüge werden der nestflüchtenden Jungtiere, hilfsweise die Fläche um die anhand ihrer Rufe kartierten männlichen Wachtelkönige.

Ruhestätte: Während der Brutzeit sind die Ruhestätten in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Kurz nach der Brutzeit macht der Wachtelkönig hauptsächlich im Juli und August eine Vollmauser durch und ist in dieser Zeit für etwa drei Wochen flugunfähig (BAUER et al. 2005). Während dieser Zeit sind die Tiere auf Gehölze, Hochstaudenfluren oder Röhrichte angewiesen, in denen sie sich vor Fressfeinden verstecken können. Diese sind bei konkreter Abgrenzbarkeit mit als Ruhestätte abzugrenzen. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Individuen unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Aufgrund seiner spezifischen Ansprüche bestimmt primär die Vegetationsstruktur die Eignung eines Habitats für den Wachtelkönig. Eine zur Brutzeit relativ hochwüchsige Vegetation bei gleichzeitig geringem Raumwiderstand (locker bewachsener Bestand) sind die wichtigsten Lebensraumkriterien bei der Besiedlung einer Fläche (SCHÄFFER 1999). Bei der Ankunft des Wachtelkönigs müssen die Flächen mit einer 20 bis 50 cm hohen Vegetation bestanden sein, in dem sich der Vogel gut verstecken kann (TAYLOR & VAN PERLO 1998). Der geringe Raumwiderstand ist vor allem für die Jungtiere wichtig, die durch die Vegetation laufend Nahrung suchen, die aber kaum Energiereserven haben, um dichte Pflanzenbestände zu durchdringen bzw. bei Nässe schnell unterkühlen. Die Rufstandorte weisen im Mittel eine hohe Vegetationsbedeckung auf. An der Oder wurden Mitte Mai beispielsweise 83 % Bedeckung ermittelt (HELMECKE 2000).
- In den Flussauen und Mittelgebirgslagen werden extensiv bewirtschaftete Mähwiesen und beweidete Naturentwicklungsgebiete deutlich bevorzugt (JOEST in NWO 2002).
- In Nordrhein-Westfalen befindet sich ein Großteil des Bestandes auf Ackerflächen in der Hellwegbörde (MÜLLER 2000). Zwischen den Ackerflächen müssen sich jedoch Strukturen wie Staudenfluren und Gebüschgruppen an Gräben und Wegen befinden, da die Nahrungsgrundlage auf intensiv genutzten Äckern nicht ausreicht (MÜLLER 2000). Obwohl sich die meisten Rufreviere in Weizen- und Gersteschlägen befinden, werden am Flächenanteil gemessen, mehrjährige Brachen bevorzugt besiedelt (JOEST 2009).
- Zur Vollmauser suchen die Wachtelkönige Gebiete mit höherer Vegetation auf, z.B. Hochstaudenflure, Gebüsche und Brachen (HEER et al. 2000), um sich dort während ihrer temporären Flugunfähigkeit vor Fressfeinden zu verstecken.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Nach der Paarung kümmert sich alleine das Weibchen um den Nestbau, die Brut und die Aufzucht der Jungvögel. Rufplätze und Brutplätze müssen nicht identisch sein. Während das Weibchen brütet, lockt das Männchen weitere Weibchen durch Rufe an. Häufig wird der Rufplatz gewechselt, wobei später im Jahr rufende Männchen auch an Stellen anzutreffen sind, die offensichtlich ungeeignet für eine erfolgreiche Jungenaufzucht sind (z.B. auf abgeernteten Feldern).
- Der räumliche Aspekt ist bei den wenig brutortstreuen Wachtelkönigen von untergeordneter Bedeutung. Isoliert liegende Maßnahmenflächen werden jedoch später besiedelt als Maßnahmen in zusammenhängenden Verbreitungsgebieten. Auf isolierten Flächen mit Einzelvorkommen können keine Rufergruppen gebildet werden, die die Wahrscheinlichkeit einer Anlockung von Weibchen erhöhen). Trotzdem kann es auch an solchen isolierten Orten zu erfolgreichen Bruten kommen (GÖTTE 2009).
- Die bedeutendsten Brutvorkommen des Wachtelkönigs in Nordrhein-Westfalen liegen in der Hellwegbörde, den Lippeauen und dem unteren Niederrhein. Bei Maßnahmen außerhalb dieser Großräume ist daher hinsichtlich einer Neuansiedlung von einem geringeren Erfolg auszugehen.

Sonstige Hinweise

- Einbindung von lokalen Fachleuten in die Maßnahmengestaltung und –durchführung (z. B. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. für die Hellwegbörde, NWO für den Niederrhein).
- [Der Wachtelkönig ist Bestandteil des Artenhilfsprogramm „Gefährdete Bodenbrüter“ vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, das Flächennutzern einen Ausgleich für einen erwarteten Ertragsausfall durch artenschutzgerechte Nutzung anbietet \(https://ifu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenhilfsprogramme/gefaehrdete-bodenbrueter/, Abruf 23.01.2017\).](https://ifu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenhilfsprogramme/gefaehrdete-bodenbrueter/)

Maßnahmen

1. Wiedervernässung von Feuchtgrünland (O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Intensiv genutztes, in der Regel zusätzlich stark gedüngtes Grünland eignet sich nicht für den Wachtelkönig, da die Vegetationsbestände zu dicht sind, d.h. der Raumwiderstand für die Jungenaufzucht zu hoch ist. Zudem fällt die Mahd solcher Flächen in den Brutzeitraum des Wachtelkönigs, so dass es zu direkten Verlusten durch Zerstörung der Nester und Ausmähen der Jungvögel kommt. Eine Wiedervernässung unterbindet die fortschreitende Mineralisation des Bodens.

Zur Förderung oder Wiederansiedlung des Wachtelkönigs in ehemaligen Feuchtgebieten sind somit in der Regel eine Wiedervernässung und Extensivierung der Nutzung von Flächen zielführend. Zur Vernässung können vorhandene Gräben geschlossen oder mit Stauanlagen versehen werden. Grundsätzlich darf nicht so stark vernässt werden, dass die Flächen nicht mehr bewirtschaftbar sind, da andernfalls die sich entwickelnden Brachen für den Wachtelkönig schon nach kurzer Zeit durch Verfilzung der Pflanzenbestände ungeeignet sind. Weiterhin sollen keine Überstauungen während der Brutzeit auftreten.

Die extensive Nutzung oder Pflege während der Brut- und Aufzuchtzeit schafft die Voraussetzung für die Ausbildung einer geeigneten Vegetationsstruktur und damit ein geeignetes Habitatmosaik als Lebensraum für den Wachtelkönig.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Das Gebiet muss die Voraussetzung bieten, eine erfolgreiche Wiedervernässung durchzuführen, d.h. eine Wasserhaltung durch Staumaßnahmen muss gewährleistet sein.
- Die Maßnahme sollte in ehemals vom Wachtelkönig besiedelten Gebieten oder in der Nachbarschaft aktueller Vorkommen umgesetzt werden.
- Betroffene Wachtelkönige in Grünlandgebieten (in der Regel keine Anwendung in ackergeprägten Landschaften).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland). Darüber hinaus sind für den Wachtelkönig folgende Aspekte zu beachten:
- Der Wachtelkönig benötigt zur Ansiedlung eine hohe, Deckung bietende Vegetation (mindestens 20 cm) und gleichzeitig einen geringen Raumwiderstand der Vegetation. Die Vegetationshöhe muss schon bei der Ankunft der Wachtelkönige im Mai vorhanden sein. Die Vegetation muss zugleich so locker entwickelt sein, dass die Fortbewegung der Jungvögel nicht behindert wird. Die Feuchtwiesen müssen jährlich nach der Jungenaufzucht und mindestens noch einmal im Herbst gemäht und das Mahdgut abtransportiert werden. Mit einer späten Mahd vor dem Winter wird die Voraussetzung für die lockere Vegetationsstruktur im nächsten Frühjahr geschaffen. Eine Mahd während der Brut- und Aufzuchszeit ist problematisch, auf nährstoffreichen Standorten aber dennoch notwendig, um eine Verfilzung zu verhindern. Das Mahdregime muss den Bedürfnissen des Wachtelkönigs entsprechen (s. Entwicklung von extensivem Grünland).
 - Die Entwicklung der geeigneten Vegetationsstruktur durch angepasstes Mahdregime oder eine bis zum Abschluss der Jungenaufzucht sehr extensive Beweidung (maximal 1 Rind pro Hektar) mit dem Ziel eines Mosaiks aus Flächen mit höherer und niedrigerer Vegetation (PUCHSTEIN 1999). Nach Abschluss der Jungenaufzucht können die Flächen auch stärker beweidet werden, wobei die Vegetationsdecke jedoch nicht durch Tritt massiv geschädigt werden darf (Gefahr der Verbinsung und damit Brachfallen infolge von Nutzungsaufgabe).
 - Der angehobene Wasserstand trägt zur Entwicklung der geeigneten Vegetationsstrukturen bei. Überstauungen zur Brutzeit müssen allerdings vermieden werden.
- Die Brut- und Aufzuchtflächen müssen in Kontakt zu höherer Vegetation stehen (z.B. Hochstaudenfluren, Röhricht oder lineare Gebüschreihe an Grabenrändern), um besondere Versteckmöglichkeiten zu bieten (v.a. für den Zeitraum der Mauser).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Feuchtgrünlandflächen müssen zur dauerhaften Aufrechterhaltung der für die Jungenaufzucht des Wachtelkönigs geeigneten Vegetationsstruktur bewirtschaftet oder gepflegt werden. Sie können unter Berücksichtigung der Lebensraumsprüche des Wachtelkönigs gemäht oder beweidet werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die notwendigen Vegetationsstrukturen können bei auf den Zielzustand (hohe Vegetation mit geringem Raumwiderstand im Mai) gerichteter Bewirtschaftung und abhängig von dem Ausgangszustand der Fläche innerhalb von bis zu zwei Jahren erreicht werden.
- Die zeitliche Dauer bis zur erfolgreichen Besiedlung der Maßnahmenfläche durch Wachtelkönige ist abhängig von der Entfernung zu anderen besiedelten Gebieten und von den Bestandsschwankungen der Art. Der Wachtelkönig ist jedoch eine Art, die aufgrund ihrer Ökologie, ihrer Reproduktionsrate und ihres Zugverhaltens schnell auf positive Veränderungen in ihrem Habitat reagieren kann (HEER et al. 2000), daher erscheint eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren erreichbar.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die starken Schwankungen der Bestände und Vorkommen in den letzten Jahrzehnten erschweren die Auswertung von Monitoringdaten und der Erfolgskontrolle von Maßnahmen. Die benötigten Strukturen sind bei optimaler Bewirtschaftung kurzfristig entwickelbar.

- Die Maßnahmen finden sich in vergleichbarer Form in nationalen Aktionsplänen (HEER et al. 2000), werden europaweit umgesetzt (KOFFIJBERG & SCHÄFFER 2006) und wurden auf ihren Erfolg hin untersucht (z.B. GERRITSEN et al. 2004). BERNDT et al. (2003) berichten, dass wiedervernässte Niedermoorwiesen recht schnell besiedelt werden und verweisen auf mehrere Beispiele in Schleswig-Holstein. Aufgrund der großen Mobilität und des schnellen Habitatwechsels kann der Wachtelkönig schnell auf positive Veränderungen in seinem Habitat reagieren.
- Bei Betroffenheit von regelmäßigen Schwerpunktorkommen (Rufgruppen) ist ein populationsbezogenes Monitoring durchzuführen, ansonsten ein maßnahmenbezogenes Monitoring (Wiedervernässung ist im Regelfall eine planungsaufwändige Maßnahme.)

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von extensivem Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Extensivierung von bisher intensiv genutztem Grünland und / oder durch Wiederaufnahme einer extensiven Grünlandnutzung auf brachgefallenen Flächen werden für den Wachtelkönig Optimierungsmaßnahmen im Grünland durchgeführt.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland, Mosaikmahd). Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.

- Mosaikartige Mahd durch versetzte Mahdtermine und kleinparzellige Mahd lässt der Art stets Ausweichflächen. Die Abfolge der Mahd sollte auf die tatsächliche Besiedlung durch den Wachtelkönig abgestimmt sein. Die Flächen werden durch zwei nächtliche Kartierungen Ende Mai und Anfang Juni auf eine aktuelle Besiedlung durch Wachtelkönige untersucht. Flächen mit rufenden Wachtelkönigen dürfen erst am dem 16. August gemäht werden. Dazu zählen der nachgewiesene Rufstandort und ein 200 m Puffer um den Standort. Flächen, auf denen keine Wachtelkönige nachgewiesen wurden, können sofort gemäht werden. Die Mahd muss dabei zeitnah erfolgen, um eine zwischenzeitliche Ansiedlung zu vermeiden. Die Flächen sollen von innen nach außen gemäht werden, um den Tieren das Ausweichen zu ermöglichen. Falls es nicht möglich ist, vom Zentrum nach außen zu mähen, so muss langsam geschnitten werden und genügend große Rückzugsflächen (mindestens 15 m²) müssen ausgespart werden. Durch die Mahd in eine Richtung (ohne Einkreisen der Restfläche) und Belassen von Randstreifen kann die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungvögeln erhöht werden (BROYER 2003, KOFFIJBERG & NIENHUIS 2003, TYLER et al. 1998).
- Beweidung: Bis zum Abschluss der Jungenaufzucht darf jedoch maximal eine Großvieheinheit pro Hektar aufgetrieben werden (optimal geeignet sind Mutterkühe oder Rinder, während Jungviehherden hingegen aufgrund ihres „ungestümen Verhaltens“ eher nicht geeignet sind). Nach dem Abschluss der Aufzuchtzeit (spätestens ab 16. August) können die Flächen auch stärker beweidet werden, wobei die Vegetationsdecke jedoch nicht durch Tritt massiv geschädigt werden darf (Gefahr der Verbinsung und damit Brachfallen infolge von Nutzungsaufgabe).
- Genaue Darstellungen der oben genannten Methoden mit Abbildungen bei HEER et al. (2000).
- Die Brut- und Aufzuchtflächen müssen in Kontakt zu höherer Vegetation stehen (z.B. Hochstaudenfluren, Röhricht oder lineare Gebüschreihe an Grabenrändern), um die notwendigen Versteckmöglichkeiten insbesondere während der Mauser zu bieten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Flächen werden weiterhin landwirtschaftlich genutzt oder gepflegt. Das Mahdregime bzw. die Beweidungsvorgaben müssen grundsätzlich eingehalten werden. Ein Wechsel zu einer anderen Maßnahme innerhalb der oben beschriebenen Varianten (Mahd, Beweidung) ist grundsätzlich möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. In bereits besiedelten Gebieten kann die Extensivierung der Nutzung schon in der nächsten Brutperiode zum Erfolg führen, da die Verluste von Nestern und Jungvögeln erheblich reduziert werden bzw. die Flächen zur Jungenaufzucht erweitert werden.
- Wachtelkönige nehmen neu entstandene Habitate rasch an in Abhängigkeit von den Bestandsschwankungen der Art. Ein Ausweichen auf neue Standorte gehört zu dem natürlichen Verhaltensrepertoire der Art.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahmen finden sich in nationalen Aktionsplänen (HEER et al. 2000), werden europaweit umgesetzt und wurden auf ihren Erfolg hin untersucht (z.B. GERRITSEN et al. 2004).
- Bei Betroffenheit von regelmäßigen Schwerpunktorkommen (Rufgruppen) ist ein populationsbezogenes Monitoring durchzuführen, ansonsten ein maßnahmenbezogenes Monitoring.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Habitaten im Acker (O2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Während in Mitteleuropa Mähwiesen deutlich bevorzugt werden, befindet sich ein Schwerpunkt des Bestandes von Nordrhein-Westfalen auf Ackerflächen in der Hellwegbörde (MÜLLER 2000). Bei Vorkommen / Betroffenheit von Wachtelkönigen in ackergeprägten Gebieten werden für die Art verschiedene Optimierungsmaßnahmen im Acker durchgeführt.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Idealerweise Vorhandensein von Ausweichflächen in enger räumlicher Verzahnung (vorhandene Gebüsche oder Röhrichte zwischen den Ackerflächen, z. B. an Gräben).
- Die Maßnahme ist auf möglichst mageren Standorten umzusetzen, keine wüchsigen Standorte (oder vorige Ausmagerungsphase).
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Grundsätzlich gelten die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, S. 15) beschriebenen „Maßnahmen zum Schutz des Wachtelkönigs“ (Paket 4024, 4025, 4042, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten) für die Kreise Soest, Unna, Paderborn und die Stadt Hagen (darüber hinaus nur Einzelfallbetrachtung).
- Durch die Ernte in eine Richtung (ohne Einkreisen der Restfläche) und Belassen von Randstreifen kann die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungvögeln erhöht werden (BROYER 2003, KOFFIJBERG & NIENHUIS 2003, TYLER et al. 1998).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Flächen – bis auf Randstreifen – werden weiterhin je nach der bestellten Frucht landwirtschaftlich genutzt.
- Die Randstreifen werden im Herbst nach Abwanderung der Wachtelkönige gemäht oder umgebrochen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam (bei voriger Ausmagerung ggf. längere Wirksamkeitsdauer beachten). Wachtelkönige nehmen neu entstandene Habitate rasch an in Abhängigkeit von den Bestandsschwankungen der Art. Ein Ausweichen auf neue Standorte gehört zu dem natürlichen Verhaltensrepertoire der Art.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahmen sind an die aktuelle Situation des Hauptverbreitungsgebiets des Wachtelkönigs in Nordrhein-Westfalen, der Hellwegbörde, angepasst. Die Besiedlung in diesem Gebiet hat eine lange Tradition. Die Prognosesicherheit für die Maßnahmen ist daher hoch.
- Bei Betroffenheit von regelmäßigen Schwerpunktorkommen (Rufergruppen) ist ein populationsbezogenes Monitoring durchzuführen, ansonsten ein maßnahmenbezogenes Monitoring: Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Wachtelkönig bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

- Bauer, H.G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Band 1, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Bernd, R.K.; Koop, B.; Struwe-Juhl, B. (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Broyer, J. (2003): Unmown refuge areas and their influence on the survival of grassland birds in the Saône valley (France). *Biodiversity and Conservation* 12: 1219-1237.
- Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.
- Gerritsen, G.J. Koffijberg, K.; Voskamp, P. (2004): Beschermingsplan Kwartelkoning. Rapport EC-LNV Nr. 271. Bureau Gerritsen Zwolle en SOVON Vogelonderzoek Nederland onder supervisie van Vogelbescherming Nederland in opdracht van het Expertisecentrum LNV van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Götte, R. (2009): Brutnachweis des Wachtelkönigs *Crex crex* im Hochsauerlandkreis. *Charadrius* 45: 225-226.
- Her, L.; Maumary, L.; Laesser, J.; Müller, W. (2000): Artenschutzprogramm Wachtelkönig in der Schweiz: Bestand, Ökologie, Lagebeurteilung und Schutzmassnahmen. Schweizer Vogelschutz SVS – BirdLife Switzerland, Zürich, 99 S.
- Helmecke, A. (2000): Raum- und Habitatnutzung des Wachtelkönigs (*Crex crex* L.) im Unteren Odertal. MSc Thesis, Humboldt-University Berlin.
- Hölzinger, J.; Boschert, M. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.2: Nicht-Singvögel 2. Tetraonidae (Rauhfußhühner) – Alcidae (Alken). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, 880 S.
- Joest, R. (2009): Bestand, Habitatwahl und Schutz des Wachtelkönigs im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde in den Jahren 2007 und 2008. Jahresbericht 2008, ABU, Soest, Bad Sassendorf Lohne.
- Koffijberg, K. & J. Nienhuis (2003): Kwartelkoningen in het Oldambt een onderzoek naar de populatiedynamiek, habitatkeuze en mogelijkheden tot beschermingsmaatregelen in akkers. SOVON-onderzoeksrapport 2003/04. SOVON Vogelonderzoek Nederland/Provincie Groningen, Groningen.
- Koffijberg, K.; Schäffer, N. (2006): International Single Species Action Plan for the Conservation of the Corncrake *Crex crex*. CMS Technical Series No. 14 & AEWA Technical Series No. 9. Bonn, Germany.
- Müller, A. (2000): Wachtelkönige zwischen Lippe und Haar. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz (ABU) im Kreis Soest e.V. 24. Jahrgang, Heft 2.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
- Puchstein, K.. (1999): Weideland als Habitat des Wachtelkönigs (*Crex crex*)!- eine Schutzalternative? *Corax* 18: 42-58.
- Schäffer, N. (1999): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex*. *Ökologie der Vögel* 21: 1-267.
- Tyler G. A., Green, R.E. & C. Casey (1998): Survival and behaviour of Corncrake *Crex crex* chicks during the mowing of agricultural grassland. *Bird Study* 45: 35-50.
- Taylor, B.; van Perlo, B. (1998): Rails – A Guide to the Rails, Crakes, Gallinules and Coots of the World. Pica Press, Sussex, 600 S.

1.62 Waldkauz (*Strix aluco*)

Waldkauz *Strix aluco* ID 66

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Waldkauz brütet in Baumhöhlen und Nistkästen, aber auch in ungestörten Winkeln in Gebäuden (Dachböden, Kirchtürme, Scheunen etc.), seltener auf Greifvogel- und Rabenkrähenhorsten, in Erdhöhlen oder auf dem Waldboden (WEIßENBORN in NWO 2002, S. 141). Der Brutplatz wird oft über mehrere Jahre lang beibehalten. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung der Nisthöhle statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher die Nistnische / Nistkasten / Baumhöhle und eine störungsarme Umgebung von bis zu 100m verstanden (bei Gebäudebrütern nur die Nische oder der Nistkasten). Eine konkrete Abgrenzung essenzieller Nahrungshabitats ist für den Waldkauz in der Regel aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Habitattypen nicht erforderlich.

Ruhestätte: Der Waldkauz nutzt als Tagesruheplatz dichte Baumkronen, Höhlen und Nischen in Bäumen und Gebäuden mit Nischen im Umfeld des Brutplatzes. Diese Strukturen sind in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Die Ruhestätte weiterer einzelner Individuen oder von Nichtbrütern ist in der Regel unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geräumige Baumhöhlen oder andere höhlenartige Strukturen (z. B. in Gebäuden) mit angrenzenden Tagesruheplätzen (oft in Nadelgehölzen).
- Alte Laub- und Mischwälder mit offenen Bodenflächen (nachteilig sind z.B. eutrophierte Waldböden mit dichten Brennnessel- oder Brombeerbeständen); Grenzlinienhabitats für die Nahrungssuche, reich strukturierte Kulturlandschaft mit einem Mosaik aus Gehölzen (Altholzbestände) und Offenland.
- Alte Kopfbaumbestände mit entsprechenden Höhlen

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

1. Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters (W1.4))

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldkäuze brüten natürlicherweise in Baumhöhlen. Altholzbestände werden weiterhin auch als Nahrungshabitat genutzt. In als Brut- und / oder Nahrungshabitat optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Waldkauz Flächen gesichert, um insbesondere in Landschaften, wo die entsprechenden Habitate limitierender Faktor sind, ein Angebot dieser Strukturen zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Gehölzbestand mit für den Waldkauz geeigneten potenziellen Brutbäumen, d. h. Vorkommen von primären oder durch z.B. Schwarzspechte geschaffenen Baumhöhlen. Alternativ kann die Maßnahme mit der Anlage von Nistkästen kombiniert werden (Anbringen von Nistkästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung der Erntezeit (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Die Maßnahme ist ggf. mit dem Aufhängen von Nistkästen kombinierbar (Anbringen von Nistkästen).
- Markierung und Sicherung der (potenziellen) Höhlenbäume. Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den Höhlenbäumen.
- Erhalt und Pflege des lichten, strukturierten Altholzbestandes (Nahrungshabitat des Waldkauzes).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume mit Höhlen nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Waldkauz tritt als Fressfeind u. a. von Raufußkauz, Sperlingskauz und Steinkauz auf. In der Nähe (< etwa 300 m) von Brutvorkommen dieser Arten ist auf die Förderung des Waldkauzes in der Regel zu verzichten (BAUER et al. 2005 S. 726, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 243, MELDE 1989 S. 91).
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Die Maßnahme wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 726) und LWF (2009 S. 21) genannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Von der Artökologie her erscheint es jedoch plausibel, dass Waldkäuze bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anbringen von Nistkästen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Waldkauz brütet in Höhlen. An geeigneten Standorten ohne natürliche Nisthöhlen (z. B. altholzarme Wälder) werden bei Betroffenheit von Brutstätten künstliche Nisthilfen für den Waldkauz angebracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Im Umfeld bis ca. 100 m Vorkommen von deckungsreichen Tageseinständen (Baumgruppen) und Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Mind. 3 Nisthilfen. Artspezifischer Höhlenkasten mit Bodenfläche Durchmesser mind. 25 cm bei runden Höhlen, bei Kästen 20 x 30 cm; Fluglochdurchmesser > 11 x 12 cm, Bruthöhle mit grobem Sägemehl, Hobelspänen oder Gehölzhäckselgut als Unterlage für die Eier, Aufhänge-Höhe > 4 m (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 75, STEINBACH 1990, S. 33).
- Die Maßnahme ist ggf. mit der Entwicklung bzw. dem Erhalt höhlenreicher Altholzbestände kombinierbar (Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters)).
- Gewährleistung von Störungsarmut insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (Januar bis Juni).

- Vor Maßnahmendurchführung ist zu prüfen, ob im Umfeld eine Betreuung von (anderen) Waldkauzkästen durch Lokalbetreuer stattfindet. Das Aufhängen der Kästen ist dann ggf. mit den Lokalbetreuern abzustimmen und von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegedauer: Die Nisthilfen müssen so lange funktionsfähig bleiben, bis ein Ausweichen auf natürlich entstandene Höhlen möglich ist. Da eine Besetzung von Kästen auch durch andere Arten möglich ist, die Nistmaterial eintragen, ist eine Entleerung einmal jährlich im Herbst vorzusehen, insbesondere wenn Dohlen, Hohltauben, Eichhörnchen, Hornissen- oder Wespen den Kasten zubauen und verstopfen. Nach der Entleerung Einbringen von grobem Sägemehl, Hobelspänen oder Gehölzhäckselgut oder einen Teil des Nistmulms im Kasten belassen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Waldkauz tritt als Fressfeind von kleineren Eulenarten wie Rauhußkauz, Sperlingskauz und Steinkauz auf. In der Nähe (< etwa 300 m) von Brutvorkommen dieser Arten ist auf das Anbringen von Nistkästen für den Waldkauz zu verzichten (BAUER et al. 2005 S. 726, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 243, MELDE 1989 S. 91).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Käuzen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig einsetzbar. Die Annahme von Nistkästen durch den Waldkauz ist zahlreich belegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 592, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 231). Widersprüchliche Erkenntnisse liegen nicht vor, z. B. kann sich der Waldkauz meist gegenüber Nistplatzkonkurrenten durchsetzen. Probleme kann es mit dominanten Dohlen geben.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Waldkauz auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Weiterhin stellen v. a. in schlechten Mäusejahren Regenwürmer eine wichtige Nahrungsquelle bereit. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Waldkauzes ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann bereits durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen. Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe [Maßnahmenblatt Extensivgrünland](#)).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRA & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode je nach Wüchsigkeit ca. alle 2 bis 4 Wochen gemäht werden. (Mahdturnus zum Vergleich: 10-30 Tage Steinkauz, 2-4 Wochen Waldohreule, 3-5 Wochen Schleiereule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfang kurze Vegetation.)
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanzpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Waldkauzes (Beginn Vegetationsperiode bis Juni) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Von der Artökologie her erscheint die Maßnahme jedoch plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Waldkauz stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.
- Anbringen von Nistkästen: geringe Priorität
- Im Verhältnis zu Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht/ Erhöhung des Erntealters für Waldkäuze im Wald) ist die Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland bei betroffenen Waldkäuzen im strukturierten Offenland, z. B. an Ortsrändern, zu favorisieren.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): *Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel*. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowieden verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): *Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany*. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang).

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte*. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): *Taschenbuch für Vogelschutz*. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): *Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010*. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011.

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

Melde, M. (1989): Der Waldkauz *Strix aluco*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 564, 2. Auflage. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 104 S.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Steinbach, G. (1990, Hrsg.): Wir tun was für Greifvögel und Eulen. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 36 S.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.

1.63 Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*)

Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* ID 67

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Waldlaubsänger brüten in Bodennestern in Wäldern (Neststandorte in Westfalen nach LOSKE 1985: 42 % im Laubstreu, 58 % an Bulten oder Stauden innerhalb der Krautschicht). Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Eine Ortstreue kann teilweise vorhanden sein; eine Reviertreue i. e. S. besteht aber nicht (HERREMANS 1993, LIPPEK 2009, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1209, 1219). Das Fortpflanzungsverhalten ist kompliziert, ein Männchen kann mehrere Reviere mit je einem Weibchen verteidigen. Als Fortpflanzungsstätte wird das Männchen-Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Waldlaubsänger ruhen im Nest oder in den angrenzenden Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Waldlaubsänger ist Brutvogel im Waldesinneren. Wichtige Habitatelemente sind
 - ein weitgehend geschlossenes Kronendach von mind. 8-10 m hohen Bäumen für die Nahrungssuche (Insekten und Spinnen),
 - unterhalb des Kronendaches der Altbäume zum einen ausreichend Freiraum für die Singflüge,
 - unterhalb des Kronendaches im Bereich bis 4 (6) m zum anderen eine Strukturierung durch wenig belaubte Zweige oder Äste von Altbäumen, jungen Bäumen (Stangenh Holz) oder hohen Sträuchern als Singwarten und Anflugäste für das Bodennest,
 - für die Nestanlage am Boden geeignete Strukturen (in oder unter Gras- und Krautbüscheln, an kleinen Sträuchern, Baumwurzeln, Bodenvertiefungen).
- Zur Ankunftszeit aus dem Winterquartier sind die Wälder lichterfüllt, zur Zeit von Brut und Jungenaufzucht dann schattig. Flaches Gelände, Kuppen- und sanfte bis mäßig steile Hanglagen werden gleichermaßen besiedelt, am seltensten sind nordexponierte Reviere. Der Deckungsgrad von Baumschichten beträgt im Laubwald 80-90 %, im Misch- und Nadelwald 60–80%. Der Deckungsgrad von unterer Baum- und/oder Strauchschicht beträgt zwischen 0 % (sofern die Baumschicht mit tief sitzenden Zweigen noch Warten bietet) bis 25 % (ausnahmsweise bis 70 %). Der Deckungsgrad der Krautschicht beträgt zwischen 0% (bei entsprechender Falllaubschicht und gewisser Strukturierung des Bodens für die Anlage des Nestes) und 25 % (-50 %). Optimal scheinen Naturwälder oder ungleichaltrig aufgebaute naturnahe Wirtschaftswälder. Ähnlich geeignet können in Wäldern mit Abteilungen verschiedener Altersklassen alte Stangenh Holz- und junge Baumholzstadien, aber auch die (infolge der Randlage reicher strukturierten) Grenzen zwischen Waldtypen oder verschiedenaltrigen Beständen sein. Jungwüchse und dichte Stangenhölzer, aber auch Altholzbestände vom Hallenwaldtyp sind für den Waldlaubsänger unbewohnbar, und auch stark gelichtete Albestände werden gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215; ähnlich bei HILLIG 2009).
- QUELLE & LEMKE (1988) fassen die Habitatansprüche des Waldlaubsängers für Westfalen anhand der Daten von 1.900 Revieren wie folgt zusammen: Genügend Äste in < 3 m Höhe, die als Sitz- und Singwarten genutzt werden, Strukturreichtum (Mischung aus verschiedenen alten Bäumen, Auflockerungen durch Wege oder Lichtungen), Deckung der Baumschicht bei 60-80 % mit schwach ausgeprägter Strauchschicht. Altersklassenwälder werden gemieden.

- REINHARDT & BAUER (2009 S. 36) beschreiben für den Bodenseeraum günstige Brutbedingungen wie folgt: „Geringe Deckung bietende Schicht krautiger Pflanzen (30-40 %) mit ausreichend Gräsern und toten Ästen als potenzielle Neststandorte. Strukturierung durch tief beastete Bäume und Bäume der Klasse Stangenholz im Unterstand unter dem Kronendach eines geschlossenen Bestandes, jedoch mit genügend Freiraum für Singflüge. Strauchschicht schwach ausgeprägt.“

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Nest wird am Boden in Grasbereichen angelegt und jedes Jahr neu gebaut. Die Mehrzahl der Waldlaubsänger lebt in monogamer Saisonehe, ca. 30-60 % der Männchen einer Population können jedoch auch 2-3 räumlich benachbarte Reviere besetzen mit jeweils einem Weibchen. Eine Ortstreue kann teilweise vorhanden sein; eine besondere Reviertreue besteht aber nicht (BAUER et al. 2005, LIPPEK 2009, HERREMANS 1993, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1209, 1219).
- Von offenem Land umgebene Waldparzellen von < 10 ha werden auch bei struktureller Eignung kaum besiedelt (BAUER et al. 2005, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Waldlaubsänger siedeln sich bevorzugt als Cluster oder Kette in der Nähe vorhandener Reviere an, da die Weibchen offenbar die Männchen in solchen Häufungen bevorzugen (bzw. die Anlockwahrscheinlichkeit größer ist) und es hier zu einer erhöhten Verpaarungsrate kommt (HERREMANS 1993).

Sonstige Hinweise:

- Möglicherweise hängt das Verteilungsmuster in einem Jahr von der Erstbesiedlung durch die Rückkehrer aus dem Winterquartier zusammen, die dann auf weitere Rückkehrer eine anziehende Wirkung ausüben (HERREMANS 1993 S. 14, 22). Entsprechend kann die räumliche Verteilung in grundsätzlich geeigneten Habitaten von Jahr zu Jahr stark schwanken. Offenbar besteht seit jüngerer Zeit eine Gefährdung durch „Überalterung“ der Waldbestände (fehlende Strukturierung in Altbeständen, REINHARDT & BAUER 2009 S. 34 f.).
- Nach HILLIG & BAUSCHMANN (2015) deuten die Habitatpräferenzen des Waldlaubsängers darauf, dass die weit verbreitete forstliche Praxis der Einzelstammentnahme, um dichte Waldbestände zu öffnen, und die damit einhergehende flächendeckende Waldverjüngung sehr unvorteilhaft für die Art ist. Diese Eingriffe reduzieren die Baumdichte und erlauben einen dichten Aufwuchs der Strauchschicht, die eine lückenhafte Krautschicht verdrängt. Daher wäre eine teilweise Änderung der Waldbewirtschaftung eine geeignete Förderungsmaßnahme für diese Art. Waldbauliche Maßnahmen, welche hohe Baumzahlen, wenig Büsche und Sträucher sowie eine mäßige Bodenvegetation begünstigen, können die Habitate des Waldlaubsängers fördern.

Maßnahmen

1. Umwandlung monoton gleichaltriger Bestände in strukturreiche ungleichaltrige Bestände (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Waldlaubsänger brütet in strukturierten Wäldern mit einem bestimmten Verhältnis von Krautschicht, Strauchschicht und Baumschicht. In der Maßnahme werden entsprechende Habitate entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Idealerweise angrenzend an bestehende Waldlaubsängerreviere. Größe der Waldfläche, in der die Maßnahme liegt, mind. (10-) 20 ha (Flächen < 10 ha werden auch bei Eignung kaum besiedelt, s. o.).
- Idealerweise Flächen mit südlicher, südwestlicher oder westlicher Exposition, ungünstig sind nordexponierte Standorte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215, STIEBEL 1997).
- Bestände mit einer ausgeprägten oberen Baumschicht (Höhe der Bäume mind. 10 m) und einem weitgehend geschlossenen Kronendach (Laubwald: Deckungsgrad > 80 %, Mischwald: Deckungsgrad > 60 % nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Allgemein nach HILLIG & BAUSCHMANN (2015): Förderung mittelalten, relativ homogenen Waldes in der Optimalphase. Femelschlag bringt weitestgehend homogene Altersstrukturen, die zu einem dichten Kronenschluss führen und den starken Aufwuchs der Strauchschicht zurückhalten. Nachhaltige Regenerierung der Waldflächen, sodass immer passende Bestände vorhanden sind bzw. nachwachsen.
- Anpassung des Deckungsgrades der Krautschicht: Waldlaubsänger bevorzugen kleine krautige Flächen zur Anlage ihrer Bodennester, meiden jedoch vollständig krautbestandene Wälder (HILLIG 2009, REINHARDT & BAUER 2009, STIEBEL 1997). Die Deckung der Krautschicht soll daher ca. 10 bis 25 % betragen (s. o.), insbesondere in Form kleiner Grasinseln oder -büscheln. In der Maßnahme wird die Krautschicht bei aktuell ungünstiger Ausprägung entweder aufgelichtet (bei > 50 % Deckung) oder es werden kleine Lücken geschaffen, in denen sich ein entsprechender krautiger Bewuchs ansiedeln kann.
- Strukturierung der Strauch- und unteren Baumschicht: Der Waldlaubsänger bevorzugt Wälder mit einer Strukturierung durch Äste oder Stangenholz im Bereich bis 4 (-6) m (REINHARDT & BAUER 2009, STIEBEL 1997) unter dem Kronendach eines Altbestandes. Diese Strukturen sind für die Art als Singwarte und Anflugwarte für das Bodennest von Bedeutung (REINHARDT & BAUER 2009, HILLIG 1997). Bereiche mit flächenhaft ausgeprägter Strauchschicht, unterer Baumschicht oder Naturverjüngung bis ca. 6 m Höhe sind wenig geeignet, weil dadurch der Zugang zum Nest am Boden erschwert wird (REINHARDT & BAUER 2009). In der Maßnahme werden bei Durchforstungen die Strauch- und untere Baumschicht bis auf ca. 25 % aufgelichtet. Einzelne Nadelbäume oder Nadelholzgruppen in Laubbeständen sind dabei zu erhalten (und umgekehrt), da von diesen Elementen für den Waldlaubsänger – wahrscheinlich aufgrund ihrer Struktur – eine anziehende Wirkung ausgeht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1216, HILLIG 2009 S. 89). Bei Fehlen von Unterwuchs kann durch Auffichtung und Aufkommen von Naturverjüngung oder Unterpflanzung mittelfristig eine geeignete Strukturierung geschaffen werden.
- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann eine geringe Auffichtung durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 % nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215.), bspw. zur Förderung kleiner krautiger Flächen am Waldboden.
- Um langfristig die Habitatansprüche des Waldlaubsängers zu erfüllen, kann bei Altersklassenbeständen eine räumliche Rotation der Maßnahmenfläche über eine größere Grundfläche hinweg erforderlich sein (da z. B. alte Hallenwaldbestände ungeeignet sind). Geeigneter ist eine Bewirtschaftung des Waldes als Mosaik aus verschiedenen Entwicklungsstufen, Altersklassen, Baumarten und Sonderbiotopen. Erreicht werden können solche Strukturen durch Einzelbaumentnahmen sowie durch Belassen von älteren Bäumen und Totholz im Bestand. Auf diese Weise wird ein Wechsel aus lückigen bis dichteren Beständen mit offenen Bodenbereichen für die Anlage des Nestes geschaffen. Durch die unterschiedlichen Altersklassen der Bäume existieren im Stammraum genügend Äste als Singwarten und Anflugäste für den Waldlaubsänger (HILLIG 2009 S. 89).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Pflegemaßnahmen sind darauf auszurichten, dass ein permanentes Angebot der oben beschriebenen Strukturen gewährleistet ist.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Flächenauswahl: Vor dem Hintergrund starker Prädation durch Kleinnager Meidung von Waldbereichen bei hohem Mäusebesatz (WESOLOWSKI et al. 2009).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Je nach Ausgangsbestand und waldbaulicher Umsetzung:
- Maßnahmen zur Auflichtung bei starkem flächenhaftem Unterwuchs der Kraut-, Strauch- und unteren Baumschicht sind sofort bzw. in der nächsten Brutperiode wirksam (die Struktur besteht unmittelbar nach dem Eingriff).
- Bei fehlender Krautschicht muss für Maßnahmen zur Förderung von Kräutern (z. B. durch Auflichtung beschattender Gehölze) eine Entwicklungszeit von bis zu 2 Jahren angenommen werden (Aufkommen krautiger Pflanzen).
- Bei fehlender und zu geringer Strukturierung durch Sitzwarten im Bereich bis 4 (6) m ist für eine Wirksamkeit (Aufwachsen von Gehölzen aus der Krautschicht, Naturverjüngung, Anpflanzungen) in der Regel ein Zeitraum von > 10 Jahren anzunehmen aufgrund des langsamen Gehölzwachstums. Bei vorhandenen, niedrigen Gehölzen insbesondere bei hoher Wüchsigkeit der Arten / des Standortes kann auch eine Zeitspanne von 5-10 Jahre ausreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Waldlaubsängers sind grundsätzlich gut bekannt und detailliert beschrieben (z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1214, HILLIG 2009, REINHARDT 2003, REINHARDT & BAUER 2009, STIEBEL 1997)
- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Nahrungsangebot: BAUER et al. 2005 S. 175; Anlockeffekte beim Eintreffen der Männchen: HERREMANS 1993) abhängt. Habitatveränderungen in den Wäldern gelten jedoch als eine wesentliche Rückgangsursache für den Waldlaubsänger. Die o. g. Maßnahmen orientieren sich an den bekanntesten Habitatansprüchen des Waldlaubsängers und werden vom Typ her von BAUER et al. (2005 S. 176) und HILLIG 2009 S. 88 empfohlen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Allerdings bestehen Unsicherheiten in der konkreten Steuerbarkeit des Zielzustandes (z. B. Steuerung der Bodendeckung von Strauch- und Krautschicht). Daher und aufgrund fehlender Erfahrungen in der Umsetzung als konkrete Maßnahme für den Waldlaubsänger besteht nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011, Recklinghausen) lediglich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Je nach Ausgangsbestand können Maßnahmen für den Waldlaubsänger grundsätzlich kurz- oder mittelfristig wirksam werden. Da keine Erfahrungen zur Wirksamkeit von Maßnahmen für die Art vorliegen und der Zielzustand wahrscheinlich schwer steuerbar ist, ist ein Monitoring erforderlich.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12 / 2. Passeriformes (3. Teil): Sylviidae - Grasmücken, Laubsänger, Goldhähnchen. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 627-1460.

Herremans, M. (1993): Clustering of territories in the Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*. *Bird Study* 40: 12 - 23.

Hillig, F. (2009): Verursachen Veränderungen im Brutgebiet den Bestandsrückgang des Waldlaubsängers (*Phylloscopus sibilatrix*)? Eine Untersuchung im Schwalm-Eder Kreis (Hessen) unter Berücksichtigung von Bruterfolg und Habitatveränderung. Diplomarbeit Fachhochschule Osnabrück.

Hillig, F.; Bauschmann, G. (2015): Maßnahmenblatt Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*). Versionsdatum: 27.11.2015. https://vswffm.de/v/vsw/content/e3884/e4580/e5036/ManahmenblattWaldlaubsnger_korr.pdf, Abruf 24.01.2018

Lippe, W. (2009): Zur Brutbiologie und Ortstreue des Waldlaubsängers *Phylloscopus sibilatrix* in Westfalen-Lippe. *Vogelwelt* 130: 165-174.

Loske, K.-H. (1985): Notizen zur Biometrie, Brutbiologie und Ökologie des Waldlaubsängers (*Phylloscopus sibilatrix*) in Mittelwestfalen. *Charadrius* 21: 116-123.

Quelle, M. & W. Lemke (1988): Strukturanalyse von Waldlaubsängerrevieren (*Phylloscopus sibilatrix*) in Westfalen. *Charadrius* 24: 196-213.

Reinhardt, A. (2003): Habitatwahl und Brutbiologie beim Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*) im Bodenseegebiet im Hinblick auf den derzeitigen Bestandsrückgang. Diplomarbeit Universität Konstanz, 67 S. + Anhang. www.ub.uni-konstanz.de/kops/volltexte/2004/1177/pdf/Diplomarbeit_Arno_Reinhardt.pdf

Reinhardt, A.; Bauer, H.-G. (2009): Analyse des starken Bestandsrückgangs beim Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* im Bodenseegebiet. *Vogelwarte* 47: 23-39.

Stiebel, H. (1997): Zur Habitatwahl und Siedlungsdichte des Waldlaubsängers (*Phylloscopus sibilatrix*) im nördlichen Kellerwald. *Vogelkundliche Hefte Edertal* 23: 83-91.

Wesolowski, T.; Rowinski, P.; Maziarz, M. (2009): Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds? *Bird Study* 56: 26-33

1.64 Waldohreule (*Asio otus*)

Waldohreule *Asio otus* ID 68

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Als Fortpflanzungsstätte wird das Nisthabitat (strukturell geeignete Gehölze) um den nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum abgegrenzt. Waldohreulen bauen keine eigenen Horste, sondern nutzen die Nester von Krähenvögeln, Greifvögeln, seltener von Tauben, Eichhörnchenkobel oder brüten in morschen Astgabeln ohne Nest. Waldohreulen brüten zwar oft über Jahre im selben Gebiet (reviertreu), wechseln aber häufig den Horst (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 403). Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Horstbaumes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölze mit vorhandenen Horsten, meist Krähen- und Elsternester) im Umkreis von bis zu 100 m um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Eine Abgrenzung essenzieller Nahrungshabitats ist für die Waldohreule in der Regel aufgrund ihres großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen nicht erforderlich.

Ruhestätte: Neben dem Horstbaum gehören die nahe gelegenen Tageseinstände zur Ruhestätte. Als Tageseinstände dienen idealerweise windgeschützte, Deckung bietende Bäume, vor allem Koniferen in sonniger Lage. Entsprechende Gehölzbestände sind in der Regel in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Im Winter bildet die Waldohreule oft traditionelle Schlafplatzgesellschaften in Baumgruppen oft innerhalb menschlicher Siedlungen, die mit den für die Schlafplatzgesellschaft essenziellen Nahrungshabitats als Ruhestätte abgegrenzt werden.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geeignete Nester / Horste anderer Arten (v. a. Rabenvögel, Greifvögel und Tauben, da Waldohreulen keine eigenen Nester bauen. Tageseinstände liegen idealerweise in windgeschützter, sonniger Lage mit Deckung und Schutz bietenden Nadelbäumen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 401).
- Entgegen ihres Namens ist die Waldohreule in NRW mehr ein Bewohner der halboffenen strukturierten Kulturlandschaft. Bevorzugte Habitate sind Waldrandlagen, Feldgehölze, Baumgruppen, Hecken und Einzelbäume, mitunter auch Friedhöfe und Grünanlagen im Siedlungsbereich (JÖBGES in SUDMANN et al. 2012, MILDENBERGER 1984; S: 77, WEIßENBAUM in NWO 2002, S. 142f),
- Nahrungshabitats: Wälder mit größeren Lichtungen, Waldrandlagen, Feldgehölze, breite und hohe, oft dornenreiche Hecken etc. in Kombination mit offenen Flächen mit Wühlmausvorkommen (Grünland, Brachen etc.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Für die Waldohreule als Art, die hohe Winterverluste erleiden kann (BAUER et al. 2005, S. 712; MILDENBERGER 1984, S. 76), ist die Nahrungsversorgung im Winterhalbjahr (schneereiche, kalte Winter) bedeutsam. Dann haben Vögel als Nahrungsquelle eine wichtige Bedeutung. Neben Maßnahmen, die das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern erhöhen (Maßnahme Grünlandextensivierung, Entwicklung von Extensivacker und Brachen), wirken hier auch Strukturen positiv, die als Übernachtungsplätze für Kleinvögel geeignet sind (Hecken u. a.).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Waldohreule nutzt vorhandene Nester anderer Vogelarten (z. B. Rabenvögel, Tauben, Greifvögel). Bei Mangel an natürlichen Brutmöglichkeiten (z. B. baumarme Landschaften) werden in der Maßnahme potenziell als Brutplatz geeignete Gehölzbestände oder Einzelbäume gesichert, um ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Vorkommen von nestbauenden Arten (alternativ kann die Maßnahme auch mit der Anlage von Kunsthorsten kombiniert werden, s. u.)
- Nähe zu geeigneten Nahrungshabitaten

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Waldohreulen bauen keine eigenen Horste, sondern nutzen die Nester von Krähen, Tauben und Greifvögeln. Waldohreulen brüten zwar oft über Jahre im selben Gebiet (reviertreu), wechseln aber häufig den Horst. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Art auf Horste / Nester anderer Arten angewiesen ist.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen.).
- Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den potenziellen Horstbäumen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Waldohreulen große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können.
- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass Waldohreulen bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anlage von Kunsthorsten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Waldohreule nutzt vorhandene Nester anderer Vogelarten (z. B. Rabenvögel, Tauben, Greifvögel). Durch die Maßnahme werden in geeigneten Gehölzbeständen bei Mangel an natürlichen Brutmöglichkeiten artspezifische Kunsthorste angebracht und so das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.
- Grundsätzlich geeignet sind Gehölze ab schwachem Baumholz (BHD > 21 cm) in Waldrandnähe (Waldrand < 50 m, idealerweise < 10 m, BLOCK & BLOCK 1987, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 404) bzw. Feldgehölze.
- Vorkommen von Nadelholz wie Kiefer oder Fichte oder dichten, hohen Dornenhecken als Deckungsmöglichkeit.
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten.
- Nähe zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Kunsthorsten für die Waldohreule können auch andere Greifvögel (Baum- und Turmfalke) profitieren. Turmfalke und Waldohreule können Kunsthorste im Wechsel nutzen (RUGE 1989, S. 114). Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar mind. 3 Horste in räumlicher Nähe anzubringen.
- Aufhängung in stabilen, Deckung bietenden Bäumen in mehr als 5 m Höhe im oberen Drittel der Bäume, idealerweise in Kiefer oder Fichte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 404, BLOCK & BLOCK 1987) oder auch in dornenreichen, hohen Hecken. Der Horst ist windfest so anzubringen, dass er von oben und dem Bestandesinneren durch Zweige geschützt ist, d. h. Anflug nur von der angrenzenden Freifläche (als Schutz vor Prädatoren). Verwendung von Weiden- oder Plastikkörben (letzte mit Löchern im Boden), Durchmesser ca. 30 cm, Füllung mit Reisig, Auspolsterung mit altem Gras o. a. (RUGE 1989, S. 114). Angrenzend Zweige als Sitzmöglichkeiten für die ausgeflogenen Jungvögel.
- Das Anbringen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen ~~Kästen-Kunsthorste~~ angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegedauer: Einmal jährlich Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit außerhalb der Brutzeit.
- Die Kunsthorste müssen so lange funktionsfähig bleiben, bis geeignete Gehölzbestände natürliche Niststätten bieten bzw. bis nestbauende Arten das Gebiet besiedelt haben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Maßnahmentyp ist nicht grds. notwendig, wenn im Raum aufgrund des Vorkommens von nestbauenden Arten (v. a. Rabenvögel) das Angebot von Horsten kein limitierender Faktor ist (vgl. BAUER & BERTHOLD 1996, S. 263). Die Kunsthorste erfüllen dann lediglich die Aufgabe eines stützenden und ergänzenden Angebotes. Sie sind jedoch insofern von Vorteil, als ein natürliches Nest meist nach 1-2 Jahren verfallen ist.
- Bei vorhandenem Angebot natürlicher Nester werden manche Kunsthorste nur eine Brutsaison, andere mehrere Jahre lang genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 403).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Kunsthorste sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Eulen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die ~~Horste Kästen~~ mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die Annahme von Kunsthorsten durch die Waldohreule ist z. B. durch KLAMMER (1996, 2006), MEBS & SCHMIDT (2006, S. 267) belegt.
- Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 7.11.2011) wird die Maßnahmeneignung mit „mittel“ eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

3. Grünlandextensivierung (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Waldohreule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihr einen Zugriff auf die Nahrungstiere, meist Wühlmäuse, ermöglichen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 401). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldohreule ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Entwicklung von Extensivacker und Brachen“. Bei streifenförmiger Anlage, Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRA & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule,

SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-4 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg. (Mahdturnus zum Vergleich: 10-30 Tage Steinkauz, 2-4 Wochen Waldkauz, 3-5 Wochen Schleiereule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfrang kurze Vegetation.)

- Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Unbefestigte Feldwege können in die Maßnahme einbezogen werden. Bei gering befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht der Waldohreule bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Entsprechende Maßnahmen zur Extensivierung der Landwirtschaft werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 714), MEBS & SCHERZINGER (2000, S. 109 für Eulen allgemein) und RÜCKRIEM et al. (2009, S. 256) empfohlen.
- Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Entwicklung von Extensivacker (O2.1) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Waldohreule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitats bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldohreule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitats nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von abends / nachts frequentierten (Feld-) Wegen.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme Grünlandextensivierung). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie die Waldohreule. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme: Grünlandextensivierung, möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
 - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz).
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen).
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, so dass eine Zugriffsmöglichkeit auf Beutetiere für die Waldohreule bestehen bleibt.
 - BRABAND et al. (2006 S. 160) fanden beim Modellvorhaben „Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest“, dass Mäusebussard und Rotmilan (Arten mit ähnlicher Ernährung und Jagdweise wie die Waldohreule) die Maßnahmenflächen zwar häufiger als konventionelle Getreidefelder, insgesamt aber noch vergleichsweise selten aufsuchten, wobei der Rotmilan im Untersuchungsgebiet grundsätzlich nur selten vorkam. Dies wird damit in Zusammenhang gebracht, dass beide Arten in hohem Maße auf offene Bodenflächen für den Nahrungszugriff angewiesen sind, was in den extensivierten Ackerstreifen nur bedingt der Fall war: So wurde festgestellt, dass die Brachestreifen nach der Bodenbearbeitung im März meist schon im Mai wieder so weit aufgewachsen waren, dass sie für beide Arten nicht mehr attraktiv gewesen sein dürften.
 - Auch für andere Arten mit ähnlicher Jagdstrategie wird darauf hingewiesen, dass Brachen bei hoher Wüchsigkeit der Bestände wegen des zunehmend hohen und dichten Bewuchses nur in den ersten 1-2 Jahren für Greifvögel geeignet sind (z. B. KOKS et al. 2007: Wiesenweihe, S. 43, LOSKE 2009: Rotmilan, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003, S. 78: Schleiereule).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch die Waldohreule zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Entsprechende Maßnahmen zur Extensivierung der Landwirtschaft werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 714), MEBS & SCHERZINGER (2000, S. 109 für Eulen allgemein) empfohlen.
- Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. Für mehrere andere, mäusejagende Greifvogelarten mit ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. WUNDTKE & SCHNEIDER 2003: Schleiereule; MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für mäusejagende Greifvögel wie Mäusebussarde im Winter.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Waldohreule stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme Kunsthorste: geringe Priorität. Das Brutplatzangebot ist für die Waldohreule im Regelfall in NRW kein limitierender Faktor. Weiterhin kann zwar grds. Annahme von Kunsthorsten durch Waldohreulen als gesichert gelten. Aufgrund der Gebietstreue, jedoch geringen Horsttreue kann die konkrete Annahme eines angebotenen Kunsthorstes mit Unsicherheiten behaftet sein.
- Maßnahme Grünlandextensivierung und Entwicklung von Extensivacker und Brachen: Für die Waldohreule ist die Ansitz- und Bodenjagd in extensivierten Äckern / Brachen graduell schwieriger als im Grünland, da die Waldohreule auf kurzrasige Flächen zur Nahrungssuche angewiesen ist und die Bestände in den Ackermaßnahmen im Regelfall hochwüchsiger sind. Daher hat Maßnahme: Grünlandextensivierung gegenüber Maßnahme: Entwicklung von Extensivacker und Brachen eine höhere Priorität.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Berthold, P. (1996): Waldohreule *Asio otus*. In Bauer, H.-G.; Berthold, P. (Hrsg.): *Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung*. Aula-Verlag Wiesbaden, S. 262-263.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): *Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel*. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Block, B.; Block, P. (1987): Zu einigen den Brutbestand und die Reproduktion der Waldohreule (*Asio otus*) beeinflussenden Faktoren. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 1 / Wiss. Beitr. Universität Halle 1987/14*: 385-398.

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowieden verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Braband, D.; Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. *Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne*.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte*. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Hötter, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. *Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhäuser) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau)*. Manuskript. <http://download.scientificcommons.org/51876> / *Landbauf. Völknerode* 54: 251-260.

Klammer, G. (1996): Kunsthorstprogramm für die Waldohreule (*Asio otus*) - erste Ergebnisse. *Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten* 3: 387-392.

Klammer, G. (2006): Die Waldohreule im östlichen Saalekreis. Vorstellung einer seltenen Langzeituntersuchung dieser schwer zu erfassenden Vogelart: Brut, Schlafplätze, Bestand, Reproduktion. *Vortrag NABU 5. Fachtagung Eulen & Greifvögel, 9.9.2006 in Mainz*.

Koks, B. J.; Trierweiler, C.; Visser, E. G.; Dijkstra, C.; Korndeur (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? *Ibis* 149: 575-586.

Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitats der Wiesenweihe *Circus pygargus* in einer mitteleuropäischen Agrarregion. *Ornithologischer Anzeiger* 47: 51-65.

Kretschmer, P. (2005): Tödliche Falle für Greifvögel - Frisch abgeerntete Rapsfelder gefährden Bussarde und Falken. *Flieg und Flatter. Aktuelles aus der Vogelschutzwaite*, Ausgabe 12/2005: 10.

- Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationenrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.
- Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011.
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21. Düsseldorf.
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217.
- NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in. Vorb.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.
- Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule *Tyto alba*. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.
- Wendland, V. (1957): Aufzeichnungen über Brutbiologie und Verhalten der Waldohreule. *Journal für Ornithologie* 98: 241-261. zit. bei Glutz von Blotzheim & Bauer 1994, S. 403.

1.65 Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*)

Waldschnepfe *Scolopax rusticola* (ID 69)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Waldschnepfe baut ihr Nest am Boden in geeigneten Waldbeständen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Brutortstreue ist ebenso nachgewiesen wie Fernumsiedlung und sporadische Brutvorkommen (BAUER et al. 2005 S. 477, FRITZE 1997 S. 56). Als Fortpflanzungsstätte wird das Brutrevier mit dem zur Jungenaufzucht erforderlichen Raum abgegrenzt. Über die Aktionsraumgröße zur Jungenaufzucht liegen jedoch keine Untersuchungen vor. Hilfsweise kann der strukturell geeignete Raum mit einer Fläche von bis zu 2 ha um den Aktionsraum-Mittelpunkt herangezogen werden.

Ruhestätte: Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen in Gemeindegebiet](#)

[Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation](#)

● [Nur im Einzelfall bestimmbar](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Fläche: Ausgedehnte Wälder mit meist > 50 ha Größe für isolierte Waldbestände oder Waldteile (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122, südbadische Oberrheinebene). Der Balzraum von 3 Männchen lag in der Wahner Heide bei Köln bei jeweils 45 bis > 50 ha (SKIBBE et al. 2009).
- Waldstruktur: Strukturierter Bestand mit Jungwäldern, Lichtungen, Blößen, Schneisen etc. (als Balzareale und Flugwege) und lichten Althölzern (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122, südbadische Oberrheinebene: im Wald mind. eine > 0,5 ha große Lichtung oder mehrere kleine Lichtungen; BRÜNGGER & ESTOPPEY 2008, Westschweizer Voralpen; STAUDE 1985 S. 143, Westerwald; allgemein: BAUER et al. 2005 S. 478, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 150). In der Wahner Heide bei Köln umfasste der Balzraum von 3 Männchen Sukzessionsflächen mit jungen Birken, Hochwälder und offene Flächen des Köln-Bonner Flughafens. Beim Vergleich mit Vorkommen im benachbarten Königsforst wurde eine Bevorzugung von feuchten Wäldern mit einem sehr breiten, sukzessionsartigen und dicht bewachsenen Waldrand festgestellt (SKIBBE et al. 2009)
- Grundwasserstand: Mit mäßig frischen bis frischen bis feuchten Stellen, in kleinen Bereichen auch nass (keine trockenen Wälder) (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122, südbadische Oberrheinebene, STAUDE 1985 S. 143, Westerwald). 21 bekannte Neststandorte im Westerwald (ebd.) lagen auf mäßig frischen bis frischen Standorten und in durchschnittlicher Entfernung von 200 m zu feuchten / bruchigen Stellen (jedoch nicht direkt an diesen nassen Stellen). An letzteren Standorten erfolgten Beobachtungen von Altvögeln mit Jungen, die also wahrscheinlich nach dem Schlüpfen vom Weibchen dorthin geführt worden sind. Weiterhin liegen auch die Nester vorwiegend am Bestandesrand an mäßig feuchten Stellen (z.B. Wegschneisen, Gräben, Grenzen zwischen ungleichartigen Beständen oder Nähe von Blößen und Waldwiesen) (BAUER et al. 2005 S. 478, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 150). Möglicherweise hängt dies aber auch lediglich mit der hier höheren Auffindwahrscheinlichkeit zusammen (STAUDE 1985 S. 143).
- Bodenstruktur: Für eine Nahrungssuche (Stochern im Boden z. B. nach Regenwürmern) ist eine weiche Bodenstruktur notwendig (LANZ 2008 S. 15), womit wahrscheinlich auch die Bevorzugung feuchter Bereiche zusammenhängt. ANDRIS & WESTERMANN (2002 S. 122) fanden in der südlichen Oberrheinebene eine Bevorzugung von weichen und humosen (nahrungstierreichen) Böden, nicht besiedelt wurden Wälder mit flächenhaft steinigen Böden.

- Krautschicht: Die Wälder weisen zur Brutzeit eine Krautschicht auf, die als Deckung und Schutz vor Prädatoren wichtig ist (LANZ 2008 S. 15). Die Krautschicht besteht idealerweise aus Gefäßpflanzen, Farnen und Zwergsträuchern mit dünnen Stängeln und ausgeprägtem Blattwerk. Dies erlaubt es den Waldschnepfen, sich unter den schützenden Blättern hindurch zu bewegen. Ein hoher Grasanteil ist dabei ungünstig, weil er keinen Sichtschutz aus der Luft bietet (LANZ 2008 S. 31, Schweizer Voralpen). LANZ (ebd. S. 29) fand im Schweizer Voralpenraum einen mittleren Deckungsgrad von ca. 60 % in besetzten Bereichen. Eine hohe und sehr dichte Krautvegetation von nahezu 100 % Deckung wurden in Wäldern der südlichen Oberrheinebene bevorzugt (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122); in den Westschweizer Voralpen wurden Flächen mit hoher (lockerer?) Krautschicht bevorzugt (BRÜNGGER & ESTOPPEY 2008, 80-100 %). In der Wahner Heide waren die Sukzessionsflächen mit hohen Gräsern und Farnen bestanden; strauch- und krautfreie Bereiche wurden gemieden (SKIBBE in Vorb.). Wahrscheinlich ist eine zu dichte Vegetation, die die Bewegungsmöglichkeit am Boden einschränkt, für die Schnepfe suboptimal (LANZ 2008 S. 31), so dass die Vegetationsstruktur entscheidend ist.
- LANZ (2008 S. 15 u. 31, Schweizer Voralpen) geht aufgrund von Modellierungsergebnissen und Experteneinschätzung davon aus, dass auch der Anteil an liegendem Totholz und Wurzelteller für die Waldschnepfe als Sichtschutz eine Rolle spielt.
- Baumarten: Bevorzugt werden Laubwälder, ggf. mit geringem Nadelholzanteil (Mischwälder) (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122 für die südliche Oberrheinebene, STAUDE 1985 S. 151 für den Westerwald). In größeren Höhenlagen kann auch ein höherer Nadelholzanteil besiedelt werden (BRÜNGGER & ESTOPPEY 2008 und LANZ 2008 für den Schweizer Voralpenraum).
- Neben den offenen feuchten Stellen im Wald oder kleineren Gehölzen können auch waldrandnahe Offenlandflächen zur Nahrungssuche genutzt werden, wenn diese stocherfähig, reich an Kleintieren und nicht zu hochwüchsig sind: HIRONS & OWEN (1982 S. 147) fanden in England, dass die Waldschnepfen im Winter und zu Beginn der Brutsaison durchschnittlich ca. 1 km zu benachbarten Äckern und Weiden flogen, um hier v. a. Regenwürmer zu suchen.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Die Waldschnepfe gehört zu den methodisch schwer und nur mit großem Aufwand erfassbaren Arten. Konkrete Brutplätze werden bei Kartierungen in der Regel nicht festgestellt, sondern quantitative Angaben für balzende Männchen in Form einer Größenklasse für besetzte (Raster-) Flächen (SÜDBECK et al. 2005 S. 337, GAEDICKE & WAHL 2007). Ein Männchen kann sich mit bis zu 4 Weibchen verpaaren (BAUER et al. 2005 S. 479). Es ist kein Verfahren bekannt, den Brutbestand (Anzahl brütender Weibchen) zu quantifizieren (EYLERT 2000 S. 64).
- STAUDE (1985 S. 150) vermutet nach Auswertung von Beobachtungen im Westerwald, dass der Balzflug der Männchen über den Brutbiotopen stattfand, d. h. die Brutgebiete werden von den Balzarealen überlagert.

Maßnahmen

1. Strukturierung von Waldbeständen (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldschnepfen benötigen zur Nestanlage strukturreiche Laub- oder Mischwaldbestände mit zumindest teilweise frischen bis feuchten, weichen Böden. In der Maßnahme werden Waldbestände mit einer Grundeignung für die Waldschnepfe optimiert. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldschnepfe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Habitaten in der Regel nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich für die Waldschnepfe geeigneter Laub- oder Mischwaldbestand (wichtige Habitatkomponenten s. o.), wobei von den Standortvoraussetzungen her eine Aufwertung in mind. einer der oben genannten Habitatfaktoren möglich sein muss.
- Ausreichende Bodenfeuchte zum Stochern vorhanden oder in der Maßnahme herstellbar; keine harten, steinigten Böden vorherrschend.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro „Vorkommen“: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen (möglich in Kombination mit der Maßnahme Erhaltung und Entwicklung feuchter Wälder). Da die Brutdichte von Weibchen sehr variabel ist und sich die Flächennutzung der Männchen überlappen kann, muss der Maßnahmenbedarf bei Betroffenheit mehrerer „Paare“ nicht linear steigen.
- Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte: Wiedervernässung / Anhebung des Grundwasserstandes z. B. in entwässerten Bruchwäldern oder waldrandnahem Grünland durch Schließung von Entwässerungsgräben / Rückbau von Drainage; Förderung von feuchten bis nassen Sonderstandorten durch Anlage kleiner Senken mit Flachwasser oder Kleingewässer (BAUER et al. 2005 S. 478, HÖLZINGER 1987 S. 1000, LANZ 2008 S. 35, LWF 2009 S. 21, TILLMANN 2008 S. 89).
- Maßnahmen zur Erhöhung der Waldstruktur: Entwicklung und Pflege von Waldlichtungen und Blößen; Anlage und Pflege von Gehölz-Jungwuchsflächen (als Bestandteil der Balzareale), Belassen von Wurzeltellern und liegendem Totholz z. B. nach Windwurf als Deckungsstruktur, Belassen von Rückegassen, Hirsch- oder Wildschweinsuhlen o. a. (LANZ 2008 S. 35). Öffnung von Fließgewässerrauen z. B. durch Entnahme von Fichten o. a. standortfremden Nadelgehölzen (TILLMANN 2008 S. 89), anschließende Sukzession oder Förderung von standortsgemäßen Waldgesellschaften. Ggf. Auflichtung bei geschlossenem Kronendach und fehlender Krautschicht (BAUER et al. 2005 S. 478), die Krautschicht darf jedoch nicht die Fortbewegung der Waldschnepfe am Boden einschränken. Umwandlung von (Fichten-) Monokulturen in standortstypische Laub- oder Mischwälder (BAUER et al. 2005 S. 478), insbesondere in Auenbereichen (s. o.).
- Extensivgrünland oder (wechselfeuchte) Heideflächen mit kurzrasigen Strukturen auf Waldwiesen oder am Waldrand zur Förderung der Nahrungsverfügbarkeit (Regenwürmer u. a. Kleintiere.) (FRITZ 2000 S. 12, TILLMANN 2008 S. 90). Temporär können auch nicht abgeerntete Stoppeläcker günstige Nahrungshabitate für durchziehende Waldschnepfen darstellen (HIRONS & OWEN 1982 S. 145, TILLMANN 2008 S. 90).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Offenhalten der Waldlichtungen, Wege und Schneisen. Pflegeschnitte auf Lichtungen sind dann erforderlich, wenn die Vegetation so dicht wird, dass die Waldschnepfe den Bestand nicht mehr durchlaufen kann sowie bei aufkommendem Gehölzwuchs.
- Bei waldrandnahe Grünland ist darauf zu achten, dass die Vegetationshöhe eine Nahrungssuche noch ermöglicht (regelmäßige Mahd oder Beweidung).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Auffichtungs- und Offenhaltungsmaßnahmen sind strukturell unmittelbar nach Durchführung der Maßnahme wirksam. Für die Wiedervernässung ist die Zeit entscheidend, bis sich der höhere Wasserstand etabliert hat. Alle Maßnahmen sollen im Regelfall mit > 2 Jahren Vorlaufzeit umgesetzt werden, um der Waldschnepfe eine Eingewöhnung zu ermöglichen und um eine Verbesserung des Nahrungsangebotes (Besiedlung durch Kleintiere) zu erreichen; je nach lokaler Situation kann auch eine längere Zeitdauer notwendig sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar. MÜLLER (1989 S. 187, hessische Rhön) berichtet, dass die Waldschnepfe von Maßnahmen zur Wiedervernässung und Beseitigung von Fichten gefördert wurde, insbesondere an Stellen, wo die Fichten auf feuchtem Boden standen (Zunahme des Bestandes von 15 Beobachtungen in 1982 auf 28 Beobachtungen in 1987). MÜLLER beurteilt v. a. Wiedervernässungsmaßnahmen als relevant, welche die Stocherfähigkeit des Bodens und das Nahrungsangebot verbessert haben. (Weitere) Wissenschaftliche Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren (z. B. Jagd auf dem Zugweg, teilweise geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 478) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Waldschnepfe, so dass Maßnahmen zur Strukturierung / Optimierung von Waldbeständen häufig empfohlen werden (s. o.).
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Aufgrund fehlender konkreter Belege und Erfahrungen besteht nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) jedoch lediglich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~ _____

~~erforderlich (populationsbezogen)~~ _____

~~bei allen Vorkommen~~

~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~

~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Erhaltung und Entwicklung feuchter Wälder (Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters) (W1.1, W1.4, W8.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldschnepfen bevorzugen strukturreiche Laub- oder Mischwaldbestände mit zumindest teilweise frischen bis feuchten, weichen Böden (z. B. Erlen- und Birkenbrüche). Durch Erhalt von aktuell geeigneten Feuchtwäldern und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für die Waldschnepfe dauerhaft gesichert und entwickelt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldschnepfe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Habitaten in der Regel nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Strukturierung von Waldbeständen.
- Feuchtwälder oder Feuchtwaldparzellen innerhalb eines größeren, für die Waldschnepfe geeigneten Waldbestandes.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro „Vorkommen“: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen (möglich in Kombination mit der Maßnahme Erhaltung und Entwicklung feuchter Wälder). Da die Brutdichte von Weibchen sehr variabel ist und sich die Flächennutzung der Männchen überlappen kann, muss der Maßnahmenbedarf bei Betroffenheit mehrerer „Paare“ nicht linear steigen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhalt des aktuell günstigen Habitatpotenzials (vgl. Maßnahme Strukturierung von Waldbeständen).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Wissenschaftliche Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren (z. B. Jagd auf dem Zugweg, teilweise geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 478) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Waldschnepfe, so dass Maßnahmen zum Erhalt von Nass- und Feuchtwäldern z. B. von BAUER et al. (2005 S. 478) und LWF (2009 S. 21) empfohlen werden.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Aufgrund fehlender konkreter Belege und Erfahrungen besteht nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) jedoch lediglich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

Fazit: Für die Waldschnepfe stehen grundsätzlich kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Aufwertung von Habitaten zur Verfügung. Aufgrund von fehlenden Belegen und Erkenntnisdefiziten über Bestandsdynamik und Gefährdungsursachen sind die Maßnahmen jedoch durch ein Monitoring zu begleiten.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme 1: Die Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte in den Wäldern sind zu favorisieren.

Quellen:

Andris, K. & K. Westermann (2002): Brutverbreitung, Brutbestand und Aktionsraum-Größe der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) in der südbadischen Oberrheinebene. In: Naturschutz südl. Oberrhein 3, S. 113-128.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF (2009): Erhaltungsmaßnahmen für walddrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). <http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-walddrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf>, Abruf 18.8.2011.

Brüngger, M.; Estoppey, F. (2008): Exigences écologiques de la Bécasse des bois *Scolopax rusticola* dans les Préalpes de Suisse occidentale. (Habitatnutzung der Waldschnepfe *Scolopax rusticola* in den Westschweizer Voralpen.) Nos Osieaux 55: 3-22.

Eylert, J. (2000): Jagdstatistik als Beitrag zum Landschaftsmonitoring. LÖBF-Mitteilungen 2 / 2000: 56-67.

Fritz, H.-G. (2000): Waldschnepfe – *Scolopax rusticola*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung, 17 S.

Fritze, E. (1997): Zum Brutvorkommen der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) im Eichsfeld. Beiträge zur Vogelwelt des Eichsfeldes. Heiligenstadt, S. 55-56.

Gaedicke, L. & J. Wahl (2007): Für ADEBAR auf den „Schnepfenstrich“, – Anregung zur Ermittlung von Waldschnepfenbeständen bei Atlaskartierungen. Charadrius 43: 38–45.

Glutz von Blotzheim; U.N.; Bauer, K.M.; Bezzel, E. (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 7. Charadriiformes (2. Teil). Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden. 893 pp.

- Hirons, G. J. M.; Owen, R. B. (1982): Radio Tagging as an Aid to the Study of Woodcock. In: Cheeseman, C. L.; Mitson, R. B. (Hrsg.): Telemetric studies of vertebrates. Symp. Zoological society London 49: 132-159.
- Hölzinger, J. (1987): Waldschnepfe – *Scolopax rusticola* (Linné, 1758). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 996-1000.
- Lanz, M. (2008): Lebensraumpotenzial und Habitatnutzung der Waldschnepfe in den nordöstlichen Voralpen. Diplomarbeit an der Züricher Hochschule für angewandte Wissenschaften, 40 Seiten.
- Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma, Beiheft 2: 181-195.
- Skibbe, A., B. Gießing, K. Gießing, J.-D. Ludwigs, K. Schidelko, D. Stiels & C. Wolf (2009): Erste Ergebnisse der telemetrischen Untersuchungen an der Waldschnepfe *Scolopax rusticola* in der Wahner Heide. Kölner Ornithologische Berichte 1: 17-27.
- Staupe, J. (1985): Feststellungen zum Balz- und Brutverhalten der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) nach Beobachtungen im Westerwald. Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz 4 (1): 135-155.
- Südbeck, P.; Andretzke, H.; Fischer, S.; Gedeon, K.; Schikore, T.; Schröder, K.; Sudfeldt, C. (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 790 S.
- Tillmann J.E. (2008): Zur Ökologie und Situation der Waldschnepfe in Deutschland. In: Wild und Jagd - Landesjagdbericht 2008 Niedersachsen, S. 83-90.

1.66 Wanderfalke (*Falco peregrinus*)

Wanderfalke *Falco peregrinus* ID 71

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wanderfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. in hohen Felsen, an Gebäuden oder in Ausnahmefällen auch Baumnester anderer Arten. Seit einigen Jahren werden verstärkt auch verschiedene Bauwerkstypen besiedelt (z. B. Kirchen, Hochhäuser, Kamine von Kraftwerken, Masten von Hochspannungsleitungen, Brücken, Bagger und Absetzer in Braunkohletagebauen: BRAUNEIS 2009, SPEER 2009, WEGNER et al. 2009). Bei Fels- und Gebäudebrütern tritt eine hohe Nistplatztreue auf (BAUER et al. 2005, S. 363). Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Brutplatzes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher bei Felsbrütern die Nistnische / der Nistkasten sowie ein störungsarmer Umkreis von bis zu 100 m abgegrenzt, bei Gebäudebrütern nur die Nisthilfe und ihre unmittelbare Umgebung. Bei Baumbrütern ist das genutzte Nisthabitat (Gehölze mit weiteren vorhandenen Horsten) im Umkreis von bis zu 100 m (in Anlehnung an die Horstschutzzone vom Baumfalken bei MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum abzugrenzen. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Wanderfalken aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Wanderfalken ruhen in Nischen am Felsen, an Gebäuden und Masten, seltener auf Bäumen. Traditionell genutzte Ruhestätten im Umkreis von bis zu 100m zum Brutplatz sind innerhalb der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus sind die Ruhestätten einzelner Vögel nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geeignete Fels- bzw. Gebäudenischen / Horste anderer Arten, da Wanderfalken keine eigenen Nester bauen. Tageseinstände in der Nähe zum Brutplatz (weitere (Gebäude-) Nischen, Hochspannungsmasten, Bäume an Felswänden).
- Nahrungshabitate: Kulturlandschaft, Wald und urbane Bereiche mit hohem Aufkommen von Vögeln (Hauptnahrung).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Wanderfalken brüten an Felsen, Gebäuden, nur in Einzelfällen auch in Baumnestern anderer Arten oder auf Inseln sogar am Boden (BAUER et al. 2005, S. 363). Bei der Maßnahmenkonzeption ist demnach zu beachten, welcher „Bruttypus“ des Wanderfalken betroffen ist.
- Vorkommen werden in NRW von AGW-NRW betreut, die an der Maßnahmenkonzeption zu beteiligen ist ([RLP: Arbeitskreis Wanderfalkenschutz im NABU Rheinland-Pfalz](#)).

Maßnahmen

1. Anbringen von Nistkästen an Gebäuden, (Av1.1) / Anlage von Nistnischen in Felsen (Av1.5) / Anbringen von Nisthilfen in Bäumen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wanderfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. in hohen Felsen, an Gebäuden oder auch in Einzelfällen Baumnester anderer Arten. Durch die Optimierung von vorhandenen Felswänden durch Freischneidung oder Anlage von Nistnischen, durch das Anbringen von artspezifischen Nisthilfen an Gebäuden oder Stabilisierung von Nestern in Bäumen wird je nach betroffenem „Bruttypus“ das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht und der Bruterfolg gesichert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Je nach betroffenem „Bruttypus“: Zugewachsene Felswände (Optimierung von Fortpflanzungsstätten); anthropogen entstandene Felswände ohne Nischen bzw. ohne optimale Nischen (keine Anlage von Nischen bei Naturfelsen); hohe Gebäude; Bäume mit Eignung als potenzieller Horstbaum für den Wanderfalken (mind. mittleres Baumholz).
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung an Felsen und in Steinbrüchen (Touristen etc.) zu achten.
- Kein gleichzeitiger Brutplatz des Uhus (Uhu kann Wanderfalke schlagen). Keine Zugänglichkeit für Säugetiere.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Der anzulegende Nisttypus richtet sich nach der betroffenen Fortpflanzungsstätte. Um den Falken ein Ausweichen zu ermöglichen, sollen pro Paar mind. 3 Nistmöglichkeiten zur Verfügung stehen.
- Betroffene Felsbrüter: Freistellung von zugewachsenen Felswänden mit vorhandenen Nischen oder Schaffung von Nistnischen in anthropogen entstandenen Felswänden (keine Schaffung von Nischen in Naturfelsen). Höhe der Felswand mind. 20 m, für Säugetiere und Menschen schwer erreichbar, Schutz vor Witterungseinflüssen (Regen, längere Sonneneinstrahlung) durch überhängende Decke, keine Vernässungsgefahr durch Tropf- und Sickerwasser, Anlegen einer Drainage, ausreichend Platz für die heranwachsenden Jungen, ggf. Anbringung von Brettern unter geeigneten Überhängen (FICHT et al. 1995 S, 42 f.; nicht bei Naturfelsen).
- Betroffene Gebäudebrüter: Anbringung artspezifisch geeigneter Nistkästen an Gebäuden. Orientierungswerte (nach WEGNER & SCHILLING 1995, S. 268): Mindesthöhe 20 m, aber nicht höher als 50 m (-80 m), da ansonsten der Altvogel zu viel Energie beim Anflug verbraucht. Kastentypen: a) offener Kistentyp mit 80-100 cm Länge x 80-100 cm Breite, falls möglich Anbringung unter wetterschützenden Überbauten; b) Kastentyp mit > 60 cm hoher Öffnung zum Anflug und evtl. halbseitiger Verblendung, Kästen nur aus witterungsbeständigem Material. Ca. 10 cm starke Kiesschicht in Nistkasten erforderlich.
 - Die Kästen müssen so konstruiert sein, dass ein Abstürzen der Jungfalken nach dem Ausfliegen verhindert wird (MEBS & SCHMIDT 2006 S. 424). Dem Nistkasten wird ein „Balkon“ mit mind. 0,5 qm vorgelagert.
 - Metallkästen sollen nur verwendet werden, wenn direkte Sonneneinstrahlung oder Abstrahlung von benachbarten Wärmespendern ausgeschlossen werden können. Gegen Aufheizung des Brutraumes sind Eier und Nestlinge empfindlich. An Stellen, wo Regenwasser eintreten kann, sind Bodenbohrungen als Drainage vorzusehen. Die Nistunterlage soll aus einer Schicht von geroltem Kies (d = 1-2 cm, Höhe 10 cm) bestehen. Bevorzugte Exposition Nordost bis Südost. Nachmittags soll der Kasten im Schatten liegen. Ein Zuviel an Sonnenstrahlung ist ebenso wie Durchnässung mit Regen bei Westwinden zu vermeiden (WEGNER & SCHILLING 1995, S. 268 ff.).

- Betroffene Baumbrüter (Ausnahmefall): Schaffung künstlicher Horstplattformen (Maße und Durchführung in Absprache mit Experten).
- Details zur Durchführung und zur Auswahl der Standorte sind bei allen Maßnahmen von fachkundigen Personen vorzunehmen. Die Nistkästen sind so zu platzieren, dass sie kontrolliert werden können.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Einmal jährlich Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit außerhalb der Brutzeit, Reinigung der Nistkästen bei starker Verschmutzung (WEGNER & SCHILLING 1995, S. 271). Bei Felsbruten Sicherstellung des freien Anflugs, ggf. Gehölzrodung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- An Felsen ist auf Konkurrenzsituationen mit Uhu zu achten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam (FICHT et al. 1995, S. 43). Um dem Wanderfalken eine Eingewöhnung zu ermöglichen, sollen die Nischen / Kästen jedoch mit 1 Jahr Vorlaufzeit angelegt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Nisthilfen stehen kurzfristig bereit. Die Annahme von Nisthilfen kann für den Wanderfalken als gesichert gelten (vgl. die Veröffentlichungen der AGW, z. B. FICHT et al. 1995 S- 41 ff., WEGNER, 1995, WEGNER & SCHILLING 1995; weiterhin MEBS & SCHMIDT 2006 S. 424).
- ~~Der Wanderfalken hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Wanderfalken ein begleitendes Monitoring durchzuführen.~~

Risikomanagement / Monitoring:

~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~ _____
~~erforderlich (populationsbezogen) _____~~
~~bei allen Vorkommen _____~~
~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen _____~~
~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten _____~~

~~Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.~~

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für den Wanderfalken besteht die Möglichkeit zur Durchführung von Optimierungsmaßnahmen in den Bruthabitaten.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Brauneis, W. (2009): Neue Lebensraum- und Habitaterschließung des Wanderfalcken (*Falco p. peregrinus*) im Mittelgebirgsland Hessen. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 355-362.

Ficht, B.; Hinnig, V.; Hepp, K.; Nicklolaus, H.; Schilling, F.; Walliser, H. (1995): Arbeitspraxis der AGW. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 82: 31-47.

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

Speer, G. (2009): Chronologie der Wanderfalckenbruten auf Schaufelradbaggern und Absetzern in den Tagebauen des Rheinischen Braunkohlengebietes. AGW-NRW, Jahresbericht 2009: 12-16.

Wegner, P. (1995): Der Wanderfalcke in Nordrhein-Westfalen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 82: 179-184.

Wegner, P.; Schilling, F. (1995): Bruthilfen an Gebäuden – wo, wie und warum? Erfahrungen aus Nordrhein-Westfalen (NW) und Baden-Württemberg (BW). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 82: 263-272.

Wegner, P., H. Brücher, S. Brücher, T. Höller, M. Jöbges, M. Lindner, G. Sell, G. Speer, T. Thomas & J. Volkhausen (2009): Development of an urban population of Peregrine Falcons in North Rhine-Westphalia, Germany: population status, nest site selection and some biological results. In: J. Sielicki & T. Mizera (eds): Peregrine Falcon populations – status and perspectives in the 21th century: 729-746. Warzaw – Poznan.

1.67 Wasseramsel (*Cinclus cinclus*)

Wasseramsel *Cinclus cinclus* ID 144

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Wasseramsel legt ihr Nest meist unmittelbar am Wasser auf fester Unterlage (z. B. Fels, Wurzel, Mauerloch, T-Träger von Brücken) an. Oft ist das Nest von oben gedeckt, mitunter tief in Nischen oder Höhlungen. Die Nistplatztreue ist hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005: 331). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Tagsüber ruht die Wasseramsel auf Steinen, Wurzeln oder Ästen an oder im Wasser. Der Schlafplatz liegt meist bei/in Nestern oder Nischen in Gewässernähe (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 1002), in dunklen Nischen etc. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Im Winter (tlw. auch schon ab Sommer) können von mehreren Wasseramseln genutzte Kollektivschlafplätze auftreten. Je stärker der Wind und je tiefer die Lufttemperatur, d. h. je größer die Energieeinsparung, umso mehr Vögel suchen die nächstgelegenen geschützten Kollektivschlafplätze auf (ebd.: 1004).

Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren

- Die Wasseramsel ist Brutvogel an rasch fließenden, gut durchlüfteten und meist > 2 m breiten Gewässern mit kiesiger bis schottriger Sohle (Steine mit Durchmesser 15-20 cm). Die Gewässer führen regelmäßig Wasser, sind höchstens mäßig verunreinigt, weisen Versteck- und Übernachtungsmöglichkeiten auf mit abwechselnden Gewässertiefen und stellenweisem Vorhandensein von Seichtwasserstellen und strömungsberuhigten Bereichen. Günstig sind Wasserdurchflüsse von 0,7 bis 2,5 m³ / Sekunde. Bei ausreichendem Nahrungsvorkommen kann die Art auch an verbauten Abschnitten in Großstädten brüten (BAUER et al. 2005: 330; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 987). Die Mindestgewässertiefe beträgt 20 cm (MÖNIG 2013: 374).
- Mit lockerem Gebüsch / lockerem Baumbestand (z.B. Schwarzerlen, Eschen) bestandene Uferstrecken werden gegenüber vegetationslosen oder mit Bäumen und Sträuchern dicht bewachsenen Abschnitten bevorzugt. Wechselweise schattige Stellen sind für Nahrungserwerb und Feindschutz wichtig. Permanent schattige Abschnitte werden gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 987).
- Die Wasseramsel reagiert empfindlich gegenüber Nahrungsentzug durch Einleitung von Abwässern, Wassertrübung bei Eutrophierung, Versauerung oder Belastung mit Chemikalien sowie eingeschränkte Erreichbarkeit der Beutetiere bei Hochwasser (BAUER et al. 2005: 330, BREITENMOOS-WÜRSTEN 1997: 327, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 987; ORMEROD et al. 1986: 506).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Wasseramsel brütet natürlicherweise in Nischen und Halbhöhlen. In der Maßnahme wird bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten das Angebot an Nisthilfen erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Direkt (bis 3 m) am Fließgewässer (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 990).
- Potenzielle Nahrungshabitats unmittelbar angrenzend oder über Maßnahme 2 herzustellen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für die Wasseramsel können auch andere Halbhöhlenbrüter profitieren (zur Gebirgsstelze s. u.). Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar im Regelfall mind. 3 artspezifische Nisthilfen anzubieten.
 - Verwendung von im Fachhandel erhältlichen, artspezifisch geeigneten Halbhöhlen-Nistkästen. Es sind verschiedene Typen möglich, die oberhalb der Hochwassergrenze an Wänden, unter Brücken (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001: 75) oder vergleichbaren Strukturen angebracht werden. (Beispiel für einen Nistkasten: <http://www.bund-rvso.de/wasseramsel-nistkasten-nisthilfe.html>, Abruf 30.01.2018). Die an osthessischen Fließgewässern erprobten vorne offenen Nistkästen (unter Brücken) und unten zur Hälfte offenen Kästen (an glatten Mauern) erbrachten einen hohen Anstieg des Bruterfolgs und der Brutpaarzahl (JOST 1993: 7). Auch nach CREUTZ (1986: 108) haben sich an glatten Außenwänden Kästen bewährt, bei denen der Einflug von unten her erfolgt.
 - Anbringung in ca. 0,5 bis 3 über dem Wasser (in Anlehnung an Daten aus GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 990) an für Säugetiere (möglichst auch für Menschen) unzugängliche Stellen, um Prädation oder Vandalismus zu vermeiden (CREUTZ 1986: 108).
 - Anbringung über der Hauptwasserführung des Gewässers, Anflugseite des Kastens soll zum Gewässer gerichtet sein. Dadurch ist gewährleistet, dass auch bei Niedrigwasser der ins Wasser abgegebene Kot der Jungtiere weggespült wird (CREUTZ 1986: 108) und das die jungen Wasseramseln sich bei Gefahr aus dem Nest ins Wasser stürzen können (SANDER 1988: 27f.).
 - Wenn keine Brücken o. a. Bauwerke vorhanden sind, können Nisthilfen können an Bäumen, Baumstümpfen oder Baumwurzelballen angebracht werden (SANDER 1988: 27); STAEDLER & BREMSHEY 1988: 39f.). Wichtig ist in diesem Fall eine Eingliederung in die Uferstruktur und eine ausreichende Tarnung z. B. mit Moos oder Baumrinde v. a. zur Vermeidung von Vandalismus. Die Nisthilfen sollen nicht freihängend sein, da freihängende Nisthilfen an Bäumen oder das Gewässer überspannenden Holzplatten nach SCHNEIDER (2001: 27) nur etwa zur Hälfte von der Wasseramsel angenommen wurden.
 - Weitere Möglichkeiten zur mittel- bis langfristigen Unterstützung des Nistplatzangebotes bestehen auch darin, Bruthöhlen durch Herausnahme von Einzelsteinen aus Ufermauern und durch Aussparung von Nistnischen 20x20x20 cm bei der Betonierungsschalung beim Bau von Brückenmauern zu schaffen (JOST 1993: 7), durch die Einbringung von Holzbrettern zwischen T-Trägern bei Brücken (ca. 20 cm unter der Brückenwölbung, CREUTZ 1986: 107; WAGNER 1985: 214) sowie durch die Gestaltung eines strukturierten Ufers mit vielen Wurzelstubben.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich außerhalb der Brutzeit auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern), um die Parasitenbelastung zu reduzieren.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Nistkästen sind geeignet, um kurzfristig Niststätten bereit zu stellen. Zusätzlich zum Angebot an Nistkästen ist es mittel- bis langfristig sinnvoll, die natürliche Fließgewässerdynamik mit Uferabbrüchen, umgestürzten Bäumen etc. zuzulassen.
- Die Gebirgsstelze ist gegenüber der Wasseramsel in den Ansprüchen an natürliche Nistplätze weniger spezialisiert, die Konkurrenz beider Arten wird daher als unbedeutend eingeschätzt (MARTI & BREITENMOSEER-WÜRSTEN 1990: 29). Konkurrenz um Nistkästen kann aber nicht ausgeschlossen werden (MARTI & BREITENMOSEER-WÜRSTEN 1990: 26). Die Wasseramsel fängt etwas früher mit der Brut an als die Gebirgsstelze (Legebeginn Wasseramsel ab Anfang März, meist Ende März bis Anfang April; Legebeginn Gebirgsstelze ab Mitte März, meist im April bis Anfang Mai: (SÜDBECK et al. 2005: 492, 496) und ist somit im Vorteil.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nisthilfen können von der Wasseramsel unmittelbar angenommen werden (14 Tage nach Aufhängen: HILL et al. 2003: 312; „meist schon in der nächsten Brutsaison“: SANDER 1988: 27). Um den Wasseramseln eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Nisthilfen mit einer Vorlaufzeit von mind. 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Geeignete Nistplätze können kurzfristig zur Verfügung gestellt werden.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Die Annahme von Nistkästen durch die Wasseramsel ist mehrfach nachgewiesen (z. B. CREUTZ 1986: 107, HILL et al. 2003: 312, SANDER 1988: 26). Daher besteht eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Entwicklung von Habitaten bezüglich ihrer Struktur (G6.2.1, G6.4, RLP11, W8.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für die Wasseramsel sind v. a. größere, aus dem Wasser herausragende Steine, die als Sitzwarte und Startplatz für die Nahrungssuche dienen, für die Nahrungssuche wichtig (FEY 1992: 96). Bei Hochwasser wird die Erreichbarkeit der Beutetiere durch Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Trübung beeinflusst (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 987). In der Maßnahme wird bei entsprechendem Mangel in ansonsten geeigneten Fließgewässerabschnitten die strukturelle Eignung als Nahrungshabitat für die Wasseramsel erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich für die Wasseramsel geeignetes Fließgewässer, das jedoch einen Mangel an für die Nahrungssuche geeigneten Strukturen (Sitzwarte, Gewässertiefe, Ufer) aufweist.
- Potenzielle Nistmöglichkeiten vorhanden oder (als Übergangslösung) durch Maßnahme 1 herzustellen. Für Maßnahmen zur Erhöhung des Nahrungsangebotes siehe Maßnahme 3.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Mindestens im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar werden Aufwertungsmaßnahmen auf mindestens 200m Fließgewässerstrecke empfohlen. Bei Funktionsverlust des Reviers darüber hinaus mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße (Raumbedarf zur Brutzeit > 600 m bis 1000 m, SÜDBECK et al. 2005: 497). Je nach vorhandener Situation wird eine Kombination folgender Maßnahmen umgesetzt:
- Verteiltes Einbringen von größeren, aus dem Wasser ragenden Sitzsteinen. Weiterhin auch einzelnes Einbringen von Totholz als Sitzwarte. Entsprechende „Störstrukturen“ sollen zusätzlich zur Funktion als Sitzwarte die Gewässerdynamik anregen (Neubildung von Kolken bzw. unterschiedlichen Gewässertiefen, Kiesbänken, Laufveränderungen).
- Aufweitung des Flußbettes zur Schaffung unterschiedlicher Gewässertiefen, v. a. flacherer Bereiche mit Geschiebe- und Geröllinseln.
 - Gerade zur Brutzeit führen die Bäche, insbesondere verbaute Bergbäche, oft wochenlang trübes Hochwasser. Dies kann sich insbesondere in der Jungenaufzuchtzeit negativ auswirken, da bei Hochwasser die Verfügbarkeit bevorzugter Nahrung wegen der hohen Fließgeschwindigkeit, erhöhter Gewässertiefe und Gewässertrübung eingeschränkt ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985: 987; BREITENMOSEER-WÜRSTEN 1997: 327). In verbauten Bächen haben Wasseramseln in diesen Fällen nur dann Chancen, ihre Brut erfolgreich aufzuziehen, wenn sie Ausweichmöglichkeiten in ihrem Revier haben (BREITENMOSEER-WÜRSTEN 1997: 327). Nach MÖNIG (2013: 374) dienen bei dauerhaft besiedelten Revieren in NRW kleine Nebenbäche als Ausweichmöglichkeit. Die Einbeziehung von Aufwertungsmaßnahmen an Nebenbächen in die Maßnahme ist im Einzelfall zu prüfen.
- (Abschnittsweise) Bepflanzung kahler Ufer insbesondere mit Erlen (JOST 1993: 7) in hoher Pflanzqualität (Mindesthöhe 2 m).
- Ergänzend: Rückbau von Uferbefestigungen

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Prüfen der Funktionsfähigkeit der Strukturen v. a. nach (Frühjahrs-) Hochwassern oder anderen Ereignissen, die zu einer Beeinträchtigung (z. B. Verlagerung oder Überdeckung der Sitzwarten) führen könnten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die eingebrachten Strukturen dürfen andere Eigentumsflächen nicht verändern.
- Im Rahmen der Gewässerunterhaltung sind die Artansprüche zu berücksichtigen: Beschränkung auf die Beseitigung von hydraulisch wirksamen Abflusshindernissen. Verzicht auf Sohlräumung, Belassen von Sitzwarten im Gewässer, Vermeidung von Gewässertrübungen.
- Ggf. Konflikte mit anderen Zielarten beachten (z. B. Beschattung durch Ufergehölze ist im Regelfall für Libellen negativ).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen zur Erhöhung der Strukturen im Gewässer sind unmittelbar bzw. ab der nächsten Brutsaison wirksam. Um der Wasseramsel eine Eingewöhnung / Besiedlung von angrenzenden Gewässerabschnitten zu ermöglichen, soll die Vorlaufzeit jedoch mind. 1 Jahr betragen.

- Für die abschnittsweise Anpflanzung von Ufergehölzen wird bei Verwendung stärkerer Pflanzware und schnellwüchsigen Arten wie Erlen eine Wirksamkeit innerhalb von 2 bis 5 Jahren ausgegangen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Das Anpflanzen von Erlen an kahlen Uferabschnitten wird von JOST (1993: 7) empfohlen. Weitere wissenschaftlich belegte Kontrollen zur Wirksamkeit liegen nicht vor. Die Maßnahme ist aber aus der Artökologie her plausibel. Daher wird die Wirksamkeit der Maßnahme als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Wasseramsel bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen bezüglich Nistmöglichkeiten und struktureller Aufwertung in den Nahrungshabitaten.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2017): Maßnahmenblatt Äsche (*Thymallus thymallus*).

https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/Fis_Thymthym.pdf, 14 S, Abruf 30.01.2018. Stand der Website: 19.01.2017

Breitenmoser-Würsten, C. (1997): Nestlingsnahrung und Jungenentwicklung der Wasseramsel *Cinclus cinclus* in Abhängigkeit vom Nahrungsangebot im Saanenland (Berner Oberland). *Der Ornithologische Beobachter* 94: 295-330.

Buckton, S. T.; Brewin, P. A.; Lewis, A.; Stevens, P.; Ormerod, S. J. (1998): The distribution of dippers, *Cinclus cinclus* (L.), in the acid-sensitive region of Wales, 1984-95. *Freshwater Biology* 39: 387-396.

Creutz, G. (1986): Die Wasseramsel *Cinclus cinclus*. Neue Brehm-Bücherei Band 364, 2. Auflage. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 142 S.

Fey, J. M. (1992): Die Wiederbesiedlung der Rahmede (Märkischer Kreis) durch die Wasseramsel (*Cinclus cinclus* L.) und ihre Stellung im Ökosystem des Stadtbaches. *Charadrius* 28: 82-100

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 2. Passeriformens (1. Teil): Motacillidae – Prunellidae. Pieper, Stelzer, Wasseramseln, Zaunkönige, Spottdrosseln, Braunellen. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 508-1184.

Glutz von Blotzheim, U. N. (2013): Die Wasservögel und Limikolen des Urnersees: Phänologie, Bestandsentwicklung, home range-Nutzung, Legebeginn, Bruterfolg und anthropogene Nutzung. *Der ornithologische Beobachter* 110 (2): 113-166.

Hillig, D.; Weiss, J.; Weisbarth, N. (2003): Der Brutbestand der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) in künstlichen Nisthilfen im südöstlichen Teil des Pfälzer Waldes im Zeitraum 2000-2003. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 10 (1): 309-313.

Jost, O. (1993): Wasseramsel *Cinclus cinclus* (Linne 1758). In Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): *Avifauna von Hessen*, 1. Lieferung.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): *Taschenbuch für Vogelschutz*. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.

Hölzinger, J. (1999): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1 Passeriformes – Sperlingsvögel Teil 1. Ulmer-Verlag, 861 S.

Köhler, U.; Köhler, P. (2009): Saisonale Dynamik und Bestandsentwicklung von mausernden Wasservögeln (Anatidae, Podicipedidae, Rallidae) am „Ismaninger Speichersee mit Fischteichen“. *Ornithologischer Anzeiger* 48: 205-240.

Marti, C.; Breitenmoser-Würsten, C. (1990): Brutbiologie der Bergstelze *Motacilla cinerea* im Saanenland im Vergleich zu jener der Wasseramsel *Cinclus cinclus*. *Der Ornithologische Beobachter* 87 (1): 13-29.

- Meßer, J.; Schnitzler, P. (2014): Die Emschermündung: Vogelwelt an einem Fluss im Wandel. *Natur in NRW* 2 / 2014: 35-38.
- Mönig, R. (2013): Wasseramsel *Cinclus cinclus*. In Grüneberg, C.; Sudmann, S. R.; Weiss, J.; Jöbges, M.; König, H.; Laske, V.; Schmitz, M.; Skibbe, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. LWL-Museum für Naturkunde Münster, S. 374-375.
- MUF, Ministerium für Umwelt und Forsten RLP (1996): Aktion Blau. Gewässerentwicklung in Rheinland-Pfalz. 120 S.
- Ormerod, S. J.; Allinson, N.; Hudson, D.; Tyler, S. (1986): The distribution of breeding dippers (*Cinclus cinclus* (L.); Aves) in relation to stream acidity in upland Wales. *Freshwater Biology* 16: 501-507.
- Pretty, J. L.; Harrison, S. S. C.; Shepherd, D. J.; Smith, C.; Hildrew, A. G.; Hey, R. D. (2003): River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40: 251–265
- Josef H. Reichholf (2005): Die Zukunft der Arten. Neue ökologische Überraschungen. Beck-Verlag, München, 237 S.
- Sander, U. (1988): Zum Brutvorkommen und zur Bestandsentwicklung der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) im Großraum Bendorf (MTB 5511) unter Berücksichtigung von Schutzmaßnahmen. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 5: 19-31.
- Schneider, H.-G. (2001): Die Wasseramsel im Gewässersystem des oberen Edertals – Untersuchungen zur Bestandentwicklung, Siedlungsdichte, Bruterfolg und Brutbiologie (1978-2000). *Vogelkundliche Hefte Edertal* 27: 27-35
- Sundermann, A., C. Antons, E. Heigl, D. Hering, E. Jedicke, A. Lorenz & P. Haase (2009): Evaluation von Fließgewässer-Revitalisierung sprojekten als Modell für ein bundesweites Verfahren zur Umsetzung effizienten Fließgewässerschutzes. Endbericht, 73 S.
- Staedler, K.; Bremshey, K. (1988): Bestandsentwicklung der Wasseramsel (*Cinclus cinclus*) durch Nisthilfen im Raum Schwerte/Ruhr. *Egretta* 31 (1/2): 38-41.
- Südbeck, P.; Andretzke, H.; Fischer, S.; Gedeon, K.; Schikore, T.; Schröder, K.; Sudfeldt, C. (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 790 S.
- Wagner, S. (1985): Zur Situation der Wasseramsel (*Cinclus c. aquaticus*) in Kärnten (Südösterreich). *Ökologie der Vögel* 7: 209-214.

1.68 Wasserralle (*Rallus aquaticus*)

Wasserralle *Rallus aquaticus* ID 72

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Wasserralle baut ihr Nest gut versteckt in nassen Röhricht- oder Seggenbeständen am Rande kleiner offener Wasserflächen. Sie zieht im Herbst entweder in ein Überwinterungsgebiet oder hält z. T. ganzjährig besetzte Reviere; nach Abzug aus den Brutgebieten besteht soweit bisher bekannt eine geringe Brutortstreue (BAUER et al. 2005 S. 392). Da Wasserrallen Nestflüchter sind, umfasst die Fortpflanzungsstätte den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flüggewerden der Jungtiere (Eiablage ab Anfang April - Flüggewerden später Bruten Ende Oktober).

Ruhestätte: Während der Brutzeit sind die Ruhestätten in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Am Ende der Brutzeit, hauptsächlich im Juli und August, macht die Wasserralle ihre Vollmauser durch und ist in dieser Zeit für etwa drei Wochen flugunfähig (TAYLOR & VAN PERLO 1998). Die Tiere verbleiben dabei im Brutgebiet. Die in dieser Zeit essenziellen Habitate gehören zur Ruhestätte. Außerhalb der Brut- und Mauserzeit suchen Wasserrallen keine spezifischen Ruhestätten auf. Sie ziehen entweder in ein Überwinterungsgebiet oder bleiben im Gebiet an eisfreien Gewässern. Traditionelle Rastplätze sind nicht bekannt. Die winterliche Ruhestätte ist somit im Regelfall unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- ~~Vorkommen in Gemeindegebiet; Vorkommen in einem Schutzgebiet~~

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Wasserrallen sind typische Vertreter der Ufer- und Verlandungszonen von stehenden und langsam fließenden Gewässern. Sie sind besonders in dichten Röhricht- und Großseggenbeständen zu finden (BAUER et al. 2005, HAAS 1982). Bisweilen werden aber auch kleinere Schilfstreifen an langsam fließenden Gewässern und Gräben besiedelt (MUNLV 2007) sowie temporär überflutete Flussauen und Wiesen. Außerdem kommen sie in Weiden- und Erlenbrüchen und überflutetem Grünland mit Rohrglanzgras, Wasserschwaden, Seggen und Binsen vor (MILDENBERGER 1982).
- Die wichtigste Struktur des Habitats sowohl für den Brutplatz als auch zur Nahrungssuche ist eine dichte hochwüchsige Vegetation aus Schilf, Rohrkolben oder Seggen. Das Habitat liegt meist im flachen Wasser (BRAMBILLA & RUBOLINI 2004, JENKINS & ORMEROD 2002) und hat in der Regel eine mittlere Wasserhöhe von 15 cm (STERMIN et al. 2011). Weiterhin ist eine offene, wenigstens einige Quadratmeter große Wasserfläche günstig für die Besiedlung von Wasserrallen.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Entwicklung von Gewässern und Verlandungszonen mit Brutplätzen und Nahrungsflächen: Wiedervernässung von Feuchtgebieten (G3.5, G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In entwässerten, ehemaligen Feuchtgebieten wird eine Wiedervernässung durchgeführt, so dass in Teilbereichen eine ganzjährige Überstauung gegeben ist. Ein dauerhaft hoher Wasserstand fördert die Ausbreitung der Röhricht- und Riedvegetation und damit die sukzessionsbedingte Verlandung des Gewässers. Wasserrallen bewohnen den dabei entstehenden Komplex aus Verlandungszone und Flachwasserbereich.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Eine nachhaltige Vernässung des Gebietes muss vom Grundwasserstand her möglich sein.
- Idealerweise bereits vorhandene Röhrichtflächen oder dichte Ufersäume.
- Günstig ist die Nähe zu anderen Wasserrallenvorkommen (erhöhte Besiedlungswahrscheinlichkeit).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße.
- Der Wasserstand im Röhricht bzw. im Seggenried soll nach STERMIN et al. (2011) zwischen 10 und 20 cm sein (STERMIN et al. 2011), möglich sind jedoch auch Wasserstände < 10 cm (BECKER schr. Mitt).
- Das Röhricht kann entweder aus Schilf oder Rohrkolben bestehen (BRAMBILLA & RUBOLINI 2004). Seggenrieder sollen aus Großseggen aufgebaut werden (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001). Im NSG Fleuthkuhlen (Kreis Kleve) bevorzugten Wasserrallen hochwüchsige, alte, an Weidengebüsche angrenzende Schilfröhrichte gegenüber niedrigwüchsigen Seggenrieden (WONNEBERGER & LOMME 2001, S. 172).
- Soweit entwässerte Flächen noch deutliche Reliefunterschiede aufweisen, kann durch den Anstau von Wasser ein Mosaik aus Wasserflächen und Verlandungszonen entstehen. Soweit kein entsprechendes Relief zur Bildung von dauerhaft wasserführenden Flächen vorhanden ist, müssen zusätzlich künstliche Senken und/oder Gräben angelegt werden, damit die benötigte Zonierung Flachwasserzone – Schilfröhricht oder Seggenried entstehen kann. Hierfür müssen die Ufer der Gewässer sehr flach ansteigen. Optimal sind Röhrichtgürtel oder Seggenrieder von mehreren Metern Breite in 10 bis 20 cm Wassertiefe, die an eine, wenigstens einige Quadratmeter große offene Wasserfläche grenzen. Ein ansteigendes Uferprofil stellt sicher, dass im Zuge der natürlichen Sukzession über längere Zeiträume während des Verlandungsprozesses stets eine für die Wasserralle optimale Zonierung vorhanden ist.
- Für eine rasche Besiedlung durch eine geeignete Vegetation sind Vorkommen der Röhrichtpflanzen oder Seggen im Umfeld der Maßnahme notwendig (ggf. Auszäunung der Röhrichte als Schutz vor Beweidung / Mahd bzw. Gänsefraß notwendig). Bei der Neuanlage von (Schilf-) Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000 S. 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z. B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993 S. 227, OSTENDORP 2009 S. 133 f.). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001 S. 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeuferröhrichtern zeigten, dass sich Schilfklone

unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001, S. 494 f.) Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Erhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z. B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

- Bei starkem Vorkommen von Wildschweinen ggf. Auszäunung der Röhrichte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Sicherung ausreichender Wasserstände muss gegeben sein, sodass ein Großteil des Röhrichts bzw. des Seggenrieds während der Brut- und Aufzuchtzeit stets flach unter Wasser steht.
- Flache Gewässer unterliegen einer raschen Verlandung und müssen je nach Verlandungsgeschwindigkeit geräumt werden (Durchführung im Winter außerhalb der Brutzeit).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Gehölze im Bereich der Maßnahmen können verbleiben, da Wasserrallen bei einem Vorkommen von Röhricht und einem geeigneten Wasserstand auch in lichten Weiden- und Erlenbrüchen vorkommen (MILDENBERGER 1982, 1969).
- Auf Maßnahmenflächen für die Wasserralle darf die Schilfmahd, wenn überhaupt nur teilweise und im Wechsel verschiedener Jahre erlaubt werden. Die Wasserralle bewohnt in der Regel das Altschilf (HOFEDITZ & BRUNS 2010) und wird durch Schilfmahd negativ beeinflusst (BERNDT et al. 2003).
- Das Ausheben eines Netzes aus tieferen Gräben bei der Oberflächengestaltung der Maßnahmenfläche verhindert das zu schnelle Vordringen der Röhrichte, sodass die Verlandung verlangsamt wird. Diese Gräben sollten mindestens 1,5 m breit und 1 m tief sein, um die Rhizome von Schilf und Rohrkolben zu stoppen (GARNIEL 1993, S. 284, HAWKE & JOSÉ 1996).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Erweiterung von (Röhricht-) Ufersäumen ausgehend von schmalen, vorhandenen Beständen (z. B. durch Auszäunung): Wirksam innerhalb von 2 bis 5 Jahren.
- Neuanlage von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung wird von einem Zeitraum von bis zu 5 Jahren ausgegangen, bis der für die Wasserralle notwendige Zustand erreicht wird. RASKIN (mdl., siehe Maßnahme „Entwicklung von Gewässern und Verlandungszonen mit Brutplätzen und Nahrungsflächen“) berichtet von einem Projekt an einem Regenrückhaltebecken, wo nach Anpflanzung von Uferrohrichten nach 2 Jahren ein Lebensraumpotenzial für die Wasserralle angenommen wird. KLOSE (2002 S. 34) stuft die Art 2 Jahre nach Wiedervernässung einer ca. 9 ha großen Grünlandniederung (Klenzauer See bei Eutin, Schleswig-Holstein) als Brutvogel ein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind bei günstiger Ausgangssituation kurzfristig, ansonsten mittelfristig entwickelbar.
- Spezifische wissenschaftliche Untersuchungen, wie sich Vernässungsmaßnahmen auf den Bestand der Wasserrallen auswirken, sind nicht vorhanden. Es liegen jedoch aus wiedervernässten Gebieten Berichte über positive Bestandsveränderungen bzw. Neubesiedlungen durch die Wasserralle vor (z.B. BAUER & BERTHOLD 1997, BECKERS 2002, GLOE 2002, GÖCKING et al. 2003, KLOSE 2002 S. 34, SCHMIDT, 2002, WEGGLER et al. 2004).
- Maßnahmen zur Förderung von Röhrichten erfordern aus den o. g. Gründen eine genaue Vorbereitung. Weiterhin sind Wiedervernässungen in der Regel großflächig und planungsaufwändig. Daher ist im Falle einer CEF-Bindung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von Gewässern und Verlandungszonen mit Brutplätzen und Nahrungsflächen: Optimierung von verlandeten Gewässern zur Wiederherstellung der Flachwasser- und Verlandungszone (G3, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Sukzession von stehenden Gewässern führt mittelfristig zu einer vollständigen Verlandung, sodass vor allem die für die Wasserralle notwendige Flachwasserzone verschwindet. In verlandeten Gewässern fehlen der Wasserralle die flach überstauten Röhrichtzonen und Seggenriede. Zur Optimierung des Habitatangebotes der Wasserralle in einem verlandenden Gewässer werden Ausbaggerungsarbeiten und / oder Maßnahmen zur Optimierung des Wasserstandes durchgeführt, so dass in Teilbereichen wieder offene Wasserflächen bzw. frühe Sukzessionsstadien entstehen.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Verlandete Gewässer (auch Kiesgruben, Regenrückhaltebecken, Klärteiche, Rieselfelder) ab einer Größe von ca. 2000 qm mit einer für die Wasserralle geeigneten Ufervegetation. Günstig ist die Nähe zu anderen Wasserrallenvorkommen in der Umgebung (erhöhte Besiedlungswahrscheinlichkeit).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße.

- Die Wasserralle benötigt einen flach überstauten Röhrichtgürtel oder ein flach überstautes Seggenried an einem stehenden oder langsam fließenden Gewässer (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Der Wasserstand im Röhricht bzw. im Seggenried soll nach STERMIN et al. (2011) zwischen 10 und 20 cm sein (STERMIN et al. 2011), möglich sind jedoch auch Wasserstände < 10 cm (BECKER schr. Mitt vom 9. 4.2012.). Das Röhricht kann entweder aus Schilf oder aus Rohrkolben bestehen (BRAMBILLA & RUBOLINI 2004). Seggenrieder sollten aus Großseggen aufgebaut werden (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001). Im NSG Fleuthkuhlen (Kreis Kleve) bevorzugten Wasserrallen hochwüchsige, alte, an Weidengebüsche angrenzende Schilfröhrichte gegenüber niedrigwüchsigen Seggenrieden (WONNEBERGER & LOMME 2001, S. 172).
- Bei Ausbaggerungsarbeiten muss der Umfang von Fall zu Fall festgelegt werden. Es sollen jedoch stets einige Bereiche mit Röhrichten und Seggenriedern ausgespart werden, die zum einen als Ausbreitungszentren für die Pflanzen dienen, aber auch kontinuierlich als Nistplatz, soweit eine Überstauung weiterhin gegeben ist. Es soll ein abwechslungsreiches Relief mit vertieften Bereichen (Wassertiefe > 1 m) und flachen Abschnitten angelegt werden, damit der benötigte Komplex aus Flachwasserzone und Röhricht bzw. Seggenried möglichst langfristig stabil bleibt. Hierfür müssen die Ufer der Gewässer flach ansteigen. Optimal sind Röhrichtgürtel oder Seggenrieder von mehreren Metern Breite in 10 bis 20 cm Wassertiefe, die an eine offene Wasserfläche grenzen. Ein ansteigendes Uferprofil stellt sicher, dass über längere Zeiträume während des Verlandungsprozesses stets eine für die Wasserralle optimale Zonierung vorhanden ist. Wassertiefen von über 1 m Tiefe werden nicht vom Röhricht besiedelt, so dass eine erneute Ausbaggerung zur Wiederherstellung des für die Wasserralle notwendigen Lebensraumkomplexes deutlich später anfallen wird.
- Je nach Ausgangssituation kann zusätzlich oder separat ein Anheben des Wasserstandes notwendig sein, um hinreichende Wasserstände in der Verlandungszone wiederherzustellen bzw. um die Bedingungen für Röhrichtpflanzen zu verbessern (vgl. Maßnahme Wiedervernässung von Feuchtgebieten).
- Ggf. Anpflanzung von Röhrichten (vgl. Maßnahme Wiedervernässung von Feuchtgebieten).
- Bei starkem Vorkommen von Wildschweinen ggf. Auszäunung der Röhrichte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Sicherung ausreichender Wasserstände muss gegeben sein, sodass ein Großteil des Röhrichts bzw. des Seggenrieds während der Brut- und Aufzuchtzeit stets flach unter Wasser steht.
- Flache Gewässer unterliegen einer raschen Verlandung und müssen je nach Verlandungsgeschwindigkeit geräumt werden (Durchführung im Winter außerhalb der Brutzeit).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Auf Maßnahmenflächen für die Wasserralle darf die Schilfmahd wenn überhaupt, nur teilweise und im Wechsel verschiedener Jahre erlaubt werden. Die Wasserralle bewohnt in der Regel das Altschilf (HOFEDITZ & BRUNS 2010) und wird durch Schilfmahd negativ beeinflusst (BERNDT et al. 2003).
- Die Anlage von tiefen Gewässerteilen verhindert das zu schnelle Vordringen der Röhrichte, sodass die Verlandung verlangsamt wird. Diese Gewässerteile sollten mindestens 1,5 m breit und 1 m tief sein, um die Rhizome von Schilf und Rohrkolben zu stoppen (GARNIEL 1993, S. 284, HAWKE & JOSÉ 1996).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Soweit zur Optimierung nur offene Wasserzonen hergestellt werden müssen, eine zur Besiedlung geeignete Verlandungszone (Röhricht oder Seggenried, während der Brut- und Aufzuchtzeit 10 bis 20 cm überstaut) jedoch bereits vorhanden ist, ist die Wirksamkeit bereits für die nächste Brutperiode gegeben.
- Die Wiederherstellung von für die Wasserralle geeigneten Verlandungszonen kann innerhalb von bis zu 5 Jahren erreicht werden, wenn geeignete Pflanzen in ausreichender Verteilung auf der Maßnahmenfläche verbleiben, von denen aus die Wiederbesiedlung der freigeräumten Bereiche erfolgt.
- Anpflanzung von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung wird von einem Zeitraum von bis zu 5 Jahren ausgegangen, bis der für die Wasserralle notwendige Zustand erreicht wird.

- RASKIN (mdl.) berichtet von einer Aufwertungsmaßnahme an einem künstlichen Regenrückhaltebecken im Ruhrgebiet. Auf ca. 1000 qm wurden Röhrichte und Seggenriede im Verbund mit offenen Wasserflächen bei dauerhafter Wasserführung im Spätsommer angelegt. Dazu wurden 5.000 Schilf-Pflanzeinheiten sowie jeweils 1.250 Einheiten vom Breitblättrigen Rohrkolben und Sumpfschilf (durchschnittlich ca. 4 Pflanzen / qm) eingesetzt. Zusammen mit bereits vorhandenen kleinflächigen Röhricht- und Riedsäumen entlang eines Grabens ergab sich ein potenzieller neuer Wasserrallen-Lebensraum von knapp 2.000 qm. Die Entwicklung des Pflanzbestandes entspricht bisher voll den Erwartungen. Nach 20 Monaten sind keine Ausfälle in nennenswertem Umfang beobachtet worden. Im Verbund mit dem bestehenden Röhricht- und Riedbestand längs der Flutungsrinnen ist bei permanenter Wasserführung von einer Funktionalität als Lebensstätte der Wasserralle innerhalb von 2 Jahren auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind entwickelbar.
- SCHLEEF & WALTER (2001) berichten von Optimierungsmaßnahmen an ehemaligen Rieselfeldern bei Bielefeld (mit Anlage von Gewässern, Einzäunung zur Beweidung, Besucherlenkung). Nach Abschluss der Maßnahmen im Frühjahr 1998 verdoppelte sich ihr Bestand von 3 Paaren (1997, 1998) auf 6 Paare (1999, 2000, ebd. S. 55). Auch aus anderen wiedervernässten Gebieten liegen Berichte über positive Bestandsveränderungen und Neubesiedlungen durch die Wasserralle vor (z.B. BAUER & BERTHOLD 1997, GÖCKING et al. 2003, WEGGLER et al. 2004).
- BECKER (2008) berichtet von der Nutzung eines ehemaligen Teiches einer Eisenerz-Waschanlage bei Goslar als (Wurzelraum-) Kläranlage seit 1974. Die sich auch aufgrund des nährstoffreichen Klärwassers vergrößernde Schilfzone bot den Vögeln immer mehr Lebensraum, so dass die Siedlungsdichte von 3 Paaren / 10 ha in den 1970er Jahren auf 30 Paare / 10 ha (2008) um das Zehnfache gestiegen ist. Die Wurzelraumkläranlage hat sich zu einem der bedeutendsten Brutgebiete der Wasserralle im südlichen Niedersachsen und zu einem wichtigen Überwinterungsplatz entwickelt (ebd. S. 391).
- Die Maßnahmen sind in der Regel umfangreich und planungsaufwändig. Daher ist im Falle einer CEF-Bindung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Wasserralle bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen bezüglich der Brut- und Nahrungshabitate.

Quellen:

Akers, P.; Allcorn, R. I. (2006): Reedbed creation through excavation of dry grassland and infilling of former gravel workings at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. Conservation Evidence 3: 94-95.

Bauer, H.-G.; & Berthold, P. (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden, 715 S.

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Band 1, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Becker, P. (2008): Zum Vorkommen der Rallen Rallidae im ehemaligen Klärteich der „Grube Ida“ bei Othfresen, Landkreis Goslar, Südniedersachsen. Vogelkundliche Berichte Niedersachsen 40: 389-398.
- Beckers, B. (2002): Die Disselmersch. ABU Info 25/26 (2001/2002): 12-21.
- Brambilla, M.; & Rubolini, D. (2004): Water Rail *Rallus aquaticus* breeding density on habitat preferences in northern Italy. Ardea, vol. 92 (1), 11-17.
- Berndt, R.K.; Koop, B.; Struwe-Juhl, B. (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Fiselius, B.; Hemm, K.; Schäfer, C.; Seip, S. (1995): Lebensraum Röhricht. Ökologische Bedeutung, Gefährdung, Schutz. Broschüre, herausgegeben vom Naturschutzzentrum Hessen und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie. Wetzlar, 36 S.
- Garniel, A (1993): Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins. Inventarisierung – Sukzessionsprognose – Schutzkonzepte. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 45, 322 S.
- Gloe, P. (2002): Zur Vogelwelt der Lundener Niederung im Westen Schleswig-Holsteins vor und nach der Wiedervernässung des Mötjensees. Corax 19: 67-92.
- Glutz von Blotzheim, U.N.; Bauer, K.M.; Bezzel, E. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5: Galliformes und Gruiformes 2. Aufl. Aula-Verlag, Wiesbaden, 699 S. GUILLEMAIN, M., O. DEVINEAU, A.-L. BROCHET, J. FUSTER, H.
- Göcking, C.; Schwartze, P.; Walter, B.; Willigalla, C. (2003): Die Ems in NRW – ausgewählte Beispiele aus Sicht des Naturschutzes. NUA-Heft 13, 25-36.
- Haas, C.. (1982): Abhängigkeit des Vorkommens der Wasserralle *Rallus aquaticus* vom Wasserstand. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 21, 129–136.
- Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. RSPB, Sandy, UK.
- Herrmann, B.; Seidel, V.; Schwarz, A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. Limnologie aktuell 5: 207-216.
- Hölzinger, J.; & Boschert, M. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.2: Nicht-Singvögel 2. Tetraonidae (Rauhfußhühner) – Alcidae (Alken). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, 880 S.
- Hofeditz, F.; & Bruns, H.A. (2010): Brutvögel im Gotteskoogseegebiet 2010.
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.
- Jenkins, R.K.B.; & Ormerod, S.J. (2002): Habitat preferences of breeding Water Rail *Rallus aquaticus*. Bird Study, 49:1, 2-10.
- Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38.
- Kümmerlin, R. E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. Limnologie aktuell 5: 217-227.
- LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.
- MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen (Hrsg.) (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen. Düsseldorf, 257 S.
- ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. <http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html>, Abruf 28.4.2011.
- Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.
- Peitzmeier, J. (1969): Avifauna von Westfalen. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 31, Heft 3: 1-395.
- Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.

- RSPB [Royal Society for the Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife – a practical manual. RSPB, Bedfordshire, UK.
- Schleef, J., & B. Walter (2001): Brut- und Gastvögel nehmen Neuanlage von Gewässern an. LÖBF-Mitt. 2001/2: 52-56.
- Schmidt, E. (2002): Die Entwicklung der Vogelwelt eines aufgelassenen Polderteils bei Langen Jarchow (Ldkrs. PCH und NWM). Nat.schutzarb. Mecklenbg.-Vorpomm. 45,1: 35-41.
- Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotope. Vogel und Umwelt 5: 137-141.
- Stermin, A. N.; Pripon, L.R.; David, A.; Coroiu, I. (2011): Wetlands management for Little Crake (*Porzana parva*) conservation in a „Natura 2000“ site. 2nd International Conference on Environmental Science and Development. IPCBEE, vol. 4, 91-94.
- Taylor, B.; van Perlo, B. (1998): Rails – A Guide to the Rails, Crakes, Gallinules and Coots of the World. Pica Press, Sussex, 600 S.
- Weggler, M.; Dähler, H.; Dössegger, H.-U.; Gysel, S.; Hangartner, R.; Hunkeler, W.; Mühlethaler, E.; Müller, W. (2004): Langfristige Entwicklung kleiner Brutvogelbestände in Feuchtgebieten im Kanton Zürich. Der Ornithologische Beobachter 101, 55–74.
- White, G.J., & Gilbert, J.C. (eds) (2003): Habitat creation handbook for the minerals industry. RSPB, Sandy, UK.
- Wichtmann, W.; Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentieranlage Biesbrow (Randow-Welse-Flußmoor). In Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 492-497.
- Wonneberger, G., & J. Lomme (2001): Erfahrungsbericht über die Erfassung von Wasserrallen (*Rallus aquaticus*) mit Klangtrappe im Naturschutzgebiet Fleuthkuhlen, Kreis Kleve. Charadrius 37: 168-175.

1.69 Wendehals (*Jynx torquilla*)

Wendehals *Jynx torquilla* ID 124

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Wendehals ist Höhlenbrüter, zimmert sich seine Höhle aber nicht selbst, sondern brütet in verlassenem Spechthöhlen, Baumhöhlen und Nistkästen etc. (BAUER et al. 2005: 772). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Wendehäse ruhen in Gehölzen und Baumhöhlen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 907). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Wendehals bewohnt Streuobstwiesen, Kopfweidenbestände, sonnige Berghänge mit Obstbäumen und Magerrasen (BITZ 1992), Feldgehölze, Flussauen, Parks, Friedhöfe, Hausgärten und Randbereiche von lückigen Laub- und Mischwäldern (v. a. Eichenwälder, RAMACHERS 2016: 78).
- Die Art sucht verlassenem Spechthöhlen, ausgefaulte Astlöcher aber auch Nistkästen zum Brüten auf. Folgenutzung der Nisthöhlen kann aufgrund der teilweise ausgeprägten Nistplatztreue auftreten, andererseits sind auch Ortswechsel verbreitet (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 899).
- Wendehäse jagen am Boden v.a. nach Ameisen (z. B. Rote Waldameise, Gelbe Wiesenameise, Knotenameisen (RAMACHERS 2016: 789). Daher werden Freiflächen mit einer nicht zu hohen und dichten Kraut- und Grasschicht benötigt (BAUER et al. 2005: 771). Zur Jungaufzucht werden auch Blattläuse und Baumläuse erbeutet (RAMACHERS 2016: 789).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die unter günstigen Umständen stattfindenden Zweitbruten finden in der Regel im selben Revier wie die Erstbrut, jedoch oft an einem neuen, bis zu 100–400 m entfernten Nistplatz statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 904).
- Die Präsenz von Wendehäsen im Umfeld von Maßnahmenstandorten (ca. 500m) hat einen positiven Einfluss auf die Besetzungswahrscheinlichkeit einer Fläche (MERMOD et al. 2009 a, b; ZINGG 2009: 448).

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Streuobstbeständen / Kopfbäumen (O3.1.3, O5.1), Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In baumbestandenen Grünland (z. B. Streuobstwiesen), die derzeit z.B. aufgrund mangelnder Pflege oder zu geringer Größe ungenügende Habitatstrukturen für den Wendehals aufweisen, werden Maßnahmen zur Herstellung bzw. Optimierung durchgeführt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Aktuell verbrachte, verfilzte o.a. aufwertungsfähige, besonnte, (obst-) baumbestandene Grünlandflächen, alternativ verbrachte oder intensiv genutzte Grünlandflächen angrenzend an wendehalsgeeigneten Gehölzbeständen. Keine sehr wüchsigen oder stark schattigen Standorte. Wendehalsgeeignete Baumhöhlen sind in der Fläche oder angrenzend vorhanden (ansonsten Kombination mit Maßnahme 3). Im Einzelfall auch Neuanlage der Gehölze, jedoch dann langfristige Dauer bis Wirksamkeit beachten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Bei Verlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha.
- Kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.
- Optimierung von Gehölzbeständen (im Regelfall Streuobst):
 - Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen. Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen.
 - Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
 - Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010: 8).
 - Wo sie traditionell vorkommen, können Kopfbäume (z. B. Weiden) gepflanzt werden. Die Kopfbäume müssen etwa alle 5 Jahre geschnitten werden. Wichtig ist der richtige Schnitt der Kopfbäume, damit es zur Bildung von Höhlen kommen kann: Die Kopfbäume sollen nicht direkt am Stamm, sondern an den Austrieben in einer Höhe von 20 cm geschnitten werden.
 - Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
 - Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010: 12) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.

- Bei Mangel an für den Wendehals geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit dem (temporären) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden (vgl. Maßnahme 3).
- Grünlandpflege:
 - Die Grünfläche ist durch extensive Mahd zu pflegen. Möglich ist auch eine (Schaf-) Beweidung, wobei Hutehaltung gegenüber Koppelhaltung wegen Auswirkungen auf die Ameisen (Trittschäden, Bodenverdichtung) zu bevorzugen ist (BITZ & ROHE 1992, BITZ & ROHE 1993: 98, MUSCHKETAT & RAQUÉZ 1993: 80).
 - Mahd oder Beweidung sollen zu einer strukturierten, möglichst lückigen Grasnarbe mit Wechsel von kurz- und langwüchsigen Bereichen führen, bei Mahd z. B. durch Staffelung der Mahdtermine und / oder durch Anlage von jährlich nur abschnittsweise gemähten, > 6 m breiten „Altgrassäumen“, die sowohl innerhalb als auch randlich der Maßnahmenfläche angelegt werden können. Je nach Wüchsigkeit können auch frühe Mahdtermine im Mai / Juni erforderlich sein (HÜBNER et al. 2004: 123, KELLER 2013: 198). Mahd von innen nach außen. Abräumen des Mahdgutes.
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit standortgemäßem, nicht zu Dichtwuchs neigendem Saatgut zu erhöhen (Verbesserung des Insekten- und somit des Nahrungsangebotes für den Wendehals; Förderung lückiger Strukturen).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungshäufigkeit in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume oder andere störungsintensive Arbeiten außerhalb der Brutzeit des Wendehalses (Mitte April bis Mitte Juli).
- Baumpflege: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
- Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben. Bei einer Nutzung des Offenlandes als Weide sind die (Obst-) Bäume vor Verbiss / Scheuern (insbesondere bei Pferden und Schafen) zu schützen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei frühem Mahdtermin Konflikte mit bodenbrütenden Vögeln beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes:

- Kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von 2 (-5) Jahren bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (z. B. Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, Schnittpflege vorhandener älterer Gehölze) ist eine kurzfristige Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich.
- Vollständige Neupflanzungen aus Gehölzen (v. a. hochstämmige Obstbäume) erreichen frühestens nach 10-15 Jahren die Struktur einer Streuobstwiese mit Eignung für den Wendehals, die Entwicklung eines Baumhöhlenangebotes > 10 Jahre. Soweit das Höhlenangebot des Altbaumbestandes nicht ausreicht, kann die Zeitspanne durch das temporäre Aufhängen von Nistkästen (BAUER et al. 2005: 771, COUDRAIN 2010) überbrückt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Sofern keine vollständigen Neupflanzen erfolgen, können die benötigten Strukturen kurzfristig wirksam werden.

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind bei vorhandener Grundeignung kurzfristig entwickelbar. Die Zeitdauer bis zur Entwicklung von natürlichen Bruthöhlen kann über Nisthilfen (Maßnahme 3) überbrückt werden.
- Die Maßnahme zur Anlage / Entwicklung von Streuobstbeständen wird in der Literatur zahlreich aufgeführt (z.B. BAUER et al. 2005: 771, EPPLÉ 1992: 17, HEIMER 1992: 19, NLWKN 2011: 5, LANUV 2010, HÖLZINGER & MAHLER 2001: 384, RAMACHERS 2016: 789). LORENZ et al. (2016: 74) fanden in der Oranienbaumer Heide (Sachsen-Anhalt) eine „deutliche Steigerung der Brutreviere“ u. a. auch des Wendehalses bei einer Beweidung mit Heckrindern und Koniks.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird daher und entsprechend der Artökologie als hoch angesehen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet (bei Neuanpflanzungen langfristige Dauer bis Wirksamkeit beachten)

2. Auflichten dichter Gehölzbestände (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zu den Lebensräumen des Wendehalses gehören auch lichte Wälder. In der Maßnahme werden dichte und dunkle Waldbestände in ihrer Eignung als Nahrungshabitat für den Wendehals erhöht. Die Maßnahme bietet sich besonders in den Fällen an, wo die Beeinträchtigung des Wendehalses ebenfalls in einem (lichten) Wald erfolgt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Dichte bis dunkle, zugewachsene Laubwälder (v. a. Eiche), Mischwald- oder Nadelholzbestände (v. a. Kiefer), bei denen durch Auflichtung lückige, besonnte Strukturen herstellbar sind.
- Idealerweise in Südexposition mit trocken-warmen Standorten (NLWKN 2011: 5)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Bei Verlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und Flächensumme und (ggf. unter Einbezug von Maßnahme 1) mind. 2 ha.
- Auflichtung zugewachsener Bestände (dichtes Kronendach, hochwachsende Naturverjüngung, dichtwüchsige Krautschicht), so dass am Waldboden eine lückige Krautschicht und besonnte Strukturen (Ameisenhabitate) mit Zugriffsmöglichkeit für den Wendehals entstehen. Bei der Auflichtung von Gehölzen sollen im Regelfall keine Altholzbäume, sondern jüngere Bestände (bis schwaches Baumholz) entnommen werden. Beispiele für die Erhaltung von kurzwüchsigen und/oder teilweise vegetationsfreien Bodenflächen im Wald oder in angrenzenden Flächen nach ZUREK et al. (2015: 2) durch:
 - Bekämpfung von invasiven Neophyten, wie der Spätblühenden Traubenkirsche.

- Bekämpfung von rasch wuchernden Stauden wie Brombeeren in lichten Waldbereichen.
- Entfernung von nicht standortgemäßen / nicht einheimischen Baumarten.
- Beweidung von Heide- und sonstigen Offenlandflächen, wobei besonders Pferde oder Esel dazu beitragen, offene Bodenstellen zu erzeugen.
- wo möglich, Einbeziehung von Waldrändern und kleineren Waldflächen in die Beweidung.
- Maßnahmen im Wald sollen nur durch fachkundige Personen bzw. in Absprache mit den zuständigen Forstämtern durchgeführt werden (ZUREK et al. 2015: 2).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegearbeiten zur Sicherstellung sonniger, lichter Strukturen; Erhalt von lichtem Waldboden.
- Sonstige störungsintensive Arbeiten sollen auf der Fläche nur außerhalb der Brutzeit des Wendehalses (Mitte April bis Mitte Juli) durchgeführt werden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Durch die Aufsichtungsmaßnahmen wird eine Erhöhung in der Eignung als Nahrungshabitat für den Wendehals (verstärkte Besiedlung von Ameisen und anderen holzbewohnenden Insekten) innerhalb von 2-5 Jahren erwartet (in Anlehnung an DOROW 2002, ROLSTAD et al. 1998, VÖLKL 1991).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen können kurzfristig wirksam werden.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird z. B. von LANUV (2010), LANU SH (2008: 16), MUEFF (ohne Jahresangabe), NLWKN (2011: 5) und WÜBBENHORST (2012: 40) empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kennnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

3. Anlage von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Wendehals brütet natürlicherweise in Baumhöhlen. In der Maßnahme wird bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten durch Nisthilfen das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Mit Ausnahme des Vorhandenseins ausreichender Bruthöhlen müssen die sonstigen Habitatanforderungen des Wendehalses erfüllt werden (alternativ Durchführung in Kombination mit Maßnahme 1 oder 2).
- Durchführung im Regelfall in Kombination mit einer Habitat gestaltenden Maßnahme (Maßnahme 1 oder 2).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Pro Paar mind. 3 artspezifisch geeignete Nistkästen.
- Der Wendehals akzeptiert eine Vielzahl verschiedener Kastentypen und ist nicht auf ein spezielles Design angewiesen. Es können sowohl Holzbeton- als auch Holzkästen verwendet werden. Die Kästen sollen folgende Innenraummaße nicht unterschreiten (ZUREK et al. 2015: 4): Höhe 25 cm x Breite 14 cm x Tiefe 14 cm, mit einer Einflugöffnung von ca. 36 mm. Nistkästen können je nach Situation in einer Höhe von 0,5 bis 8 m (ideal 1,8 bis 2,5 m) über dem Boden angebracht werden.
- Anbringung in wettergeschützter Lage. In Lebensräumen mit wenig Deckung sollen die Kästen in Hecken oder größeren Einzelbäumen angebracht werden, die den Jungvögeln nach dem Ausfliegen Deckung bieten. Die Kästen sollen möglichst fest installiert werden (z.B. an Bäumen), nicht frei hängend (ZUREK et al. 2015: 4).
- Zur Vermeidung von Konkurrenz ist es günstig, wenn die Nisthöhlen erst im Mai zugänglich gemacht werden (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001: 75).
- Das Anbringen von Nisthilfen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit (d. h. außerhalb des Zeitraumes Mitte April bis Mitte Juli). In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wendehälsa sind konkurrenzstark und setzen sich an Nisthöhlen gegenüber anderen Arten durch (ZUREK et al. 2015: 3).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um dem Wendehals eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt. Die Annahme von Nistkästen durch Wendehälsa ist zahlreich nachgewiesen (z. B. BAUER et al. 2005:771, MENTGEN 1988: 71, POEPLAU 2008: 7; WÜBBENHORST 2012: 39, ZINGG 2009: 448).

- Die Wirksamkeit der Maßnahme wird aufgrund der zahlreichen positiven Belege und wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Wendehals bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

ARGE Streuobst (2010.): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albtrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales“ Kurzfassung.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bitz, A. (1992): Avifaunistische Untersuchungen zur Bedeutung der Streuobstwiesen in Rheinland-Pfalz. Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz 15: 593 -719.

Bitz, A.; Rohe, W. (1992): Der Einfluss der Witterung auf den Nahrungseintrag des Wendehalses (*Jynx torquilla*). Beiträge Landespflege Rheinland-Pfalz 15: 575 -591.

Bitz, A.; Rohe, W. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen am Wendehals (*Jynx torquilla*) in Rheinland-Pfalz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württ. 67: 83-100.

Coudrain, V.; Arlettaz, R.; Schaub, M. (2010): Food or nesting place? Identifying factors limiting Wryneck populations. Journal of Ornithology 151 (4): 867-880.

Dorow, W. H. O. (2002): Zoologische Untersuchungen auf der Sturmwurffläche – Tierordnungen, Heteroptera (Wanzen), Hymenoptera (Hautflügler). In: Willig, J. (Wiss. Koord.). Naturwaldreservate in Hessen 8. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf- 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherkopf. Herausgeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 79-116.

Epple, W. (1992): Einführung in das Artenschutzsymposium Wendehals. In: Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 66:7-18.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Heimer, W. (1992): Zur Bestandsentwicklung des Wendehals (*Jynx torquilla*) in Hessen. In: Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 66.: 19-22.

Hölzinger, J. und Mahler, U. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Nicht Singvögel Bnd. 2.3.: 373-384.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.

Hübner, G.; Rauh, M.; Will, D. (2004): Wendehals und Landschaftspflegepraxis - Erkenntnisse einer Lebensraumanalyse im westlichen Oberfranken. Natur und Landschaft 79 (3): 118-123.

Keller, P. (2013): Die Queichniederung - Portrait einer Landschaft. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 45 - Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR), 336 S.

LANU, Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig Holstein (2008): Handlungsgrundsätze für den Arten- und Lebensraumschutz in natura 2000 - Waldgebieten der Schleswig-Holsteinischen AöR (SHLF): 1-18.

LANUV, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Naturschutz-Fachinformationssystem NRW. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/kurzbeschreibung/103162>. Stand der Seite: 2010, Abruf am 28.09.2015.

- Lorenz, A.; Seifert, R.; Osterloh, S.; Tischew, S. (2016): Renaturierung großflächiger subkontinentaler Sand-Ökosysteme: Was kann extensive Beweidung mit Megaherbivoren leisten? *Natur und Landschaft* 91 (2): 73-82.
- Mentgen, E. (1988): Studie über eine Brutpopulation des Wendehalses an der Luxemburgischen Mosel und Ursachen des Bestandsrückganges. *Regulus* 12: 71-75.
- Mermod, M.; Reichlin, T. S.; Arlettaz, R.; Schaub, M. (2009a): Vorläufige Ergebnisse einer Langzeitstudie zum Wendehals in der Schweiz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3 (Jahrestagung 2008 – Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung): 78-81.
- Mermod, M.; Reichlin, T. S.; Arlettaz, R.; Schaub, M. (2009b): The importance of ant-rich habitats for the persistence of the Wryneck *Jynx torquilla* on farmland. *Ibis* 151 (4): 731-742.
- MUEEF, Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz (ohne Jahresangabe): Steckbrief zur Art A233 der Vogelschutz-Richtlinie. Wendehals (*Jynx torquilla*). <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V033>. Abruf am 23.01.2018.
- Muschketat, L. F.; Raqué, K.-F. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (*Picus viridis*) als Grundlage zur Habitatpflege. Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 71-81.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Brutvogelarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Wendehals (*Jynx torquilla*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf am 30.09.2015.
- Poeplau, N. (2008): Ökologie des Wendehalses (*Jynx torquilla*) am bedeutendsten hessischen Vorkommen im Bereich der Viernheimer Heide (Kr. Bergstraße) als Grundlage gezielter Schutzmaßnahmen. *Zeitschrift für Vogel- und Naturschutz in Südhessen*: 1-9.
- Ramachers, P. (2016): Wendehals *Jynx torquilla* Linnaeus, 1758. In: Dietzen, C.; Folz, H.-G.; Grunwald, T.; Keller, P.; Kunz, A.; Niehuis, M.; Schäfer, M.; Schmolz, M.; Wagner, M. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 3 Greifvögel bis Spechtvögel (Accipitriformes – Piciformes). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz*, Beiheft 48: 781-790.
- Rolstad, J.; Majewski, P.; Rolstad, E. (1998): Black Woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *J. Wildl. Management* 62: 11-23.
- Völkl, W. (1991): Besiedlungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldlichtungen. *Natur und Landschaft* 66 (2): 98-102.
- Wübbenhorst, J. (2012): Der Wendehals *Jynx torquilla* in Niedersachsen und Bremen: Verbreitung, Brutbestand und Habitatwahl 2005-2010 sowie Gefährdungsursachen, Schutz und Erhaltungszustand. *Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen*: 15-44.
- Zingg, S. (2009): Einfluss des Nistkastentyps auf Bruterfolg und Vorkommen des Wendehalses *Jynx torquilla*. *Ornithologischer Beobachter* 106: 447-448.
- Zurek, C.; Poeplau, N.; Petermann, P. (2015): Maßnahmenblatt Wendehals (*Jynx torquilla*). Stand 25.11.2015. 4 S., http://vswwffm.de/content/projekte/massnahmenblaetter/index_ger.html, Abruf 12.05.2015.

1.70 Wespenbussard (*Pernis apivorus*)

Wespenbussard *Pernis apivorus* ID 74

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wespenbussarde bauen ihre Nester (Horste) selbst, können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Der Wespenbussard baut häufiger als andere Greifvögel einen neuen Horst (AG Greifvögel NWO 2000 S. 70). Die Horststandorte können dabei relativ weit voneinander entfernt sein, da bei Rückkehr aus dem Winterquartier die Vorjahreshorste oft z. B. von Mäusebussard oder Habicht besetzt sind (AG Greifvögel NWO 2000, S. 73; STAUDE 1978). Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölze ab mittlerem Baumholz) im Umkreis von bis zu 300 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine Abgrenzung von essenziellen Habitaten ist für den Wespenbussard aufgrund der breiten Einnischung von Erdwespen (Hauptnahrungsquelle) in der Regel nicht erforderlich.

Ruhestätte: Wespenbussarde nächtigen / ruhen in Gehölzen. Die Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Kreisgebiet](#)

[Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitate: Waldränder (bis ca. 200 m) von ausgedehnten Wäldern mit alten Laubbäumen, bei Lichtungen auch im Waldesinneren (KOSTRZEWA 2001, S. 13). Die Art bevorzugt reich strukturierte Landschaften mit feuchten Laub- und Mischwäldern (MILDENBERGER 1982, S. 176, MEBS in NWO 2002, S. 60).
- Nahrungshabitate: Neben offenen Gebieten (BAUER et al. 2005 S. 291) findet die Nahrungssuche nach neueren Telemetrieuntersuchungen bevorzugt auch in (lichten) Wäldern statt (GAMAUF 1999, ZIESEMER 1997, VAN DIERMEN et al. 2009). Der Wespenbussard ernährt sich insbesondere von staatenbildenden Erdwespen sowie von Hummeln, ferner (v. a. bei Mangel an Erdwespen) auch von Ringelwürmern, Spinnen, Amphibien, Reptilien, Kleinsäugetern und Nestlingen von Kleinvögeln. Entsprechend sind Habitate mit Vorkommen von staatenbildenden Wespen (z. B. lichte Altholzbestände, sonnenbeschienene Lichtungen, Waldwiesen, junge lückige Aufforstungen, Waldränder, Heiden, Magerrasen etc.) als Nahrungshabitate von Bedeutung; weiterhin auch Extensivgrünland und Feuchtgebiete mit Vorkommen von Amphibien (z. B. Gräben und Tümpel im Wald, v. a. zu Beginn der Brutzeit, KOSTRZEWA 2001, S. 13; GAMAUF 1999).
 - Die vom Wespenbussard für die Nahrungssuche bevorzugten Strukturen können lokal unterschiedlich sein: Bei einer niederländischen Untersuchung (VAN DIERMEN et al. 2009) zeigte sich eine deutliche Bevorzugung von lichtem und strukturiertem Wald, breiten Straßenrändern und weiteren Randzonen, während z. B. Heidezonen u. a. Offenland kaum aufgesucht wurden. Bei Wäldern zeigte sich nach VAN MANEN et al. (2010), dass der Wespenbussard auf trockenen, armen Böden Kiefern mit Laubholz-Unterbewuchs bevorzugte, auf feuchteren Böden wurden Laubholzbestände bevorzugt.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wespenbussarde brüten meist am Waldrand bzw. in der Nähe von Waldlichtungen, teilweise auch in Feldgehölzen. Der Wespenbussard baut häufiger als andere Greifvögel einen neuen Horst und muss dabei aufgrund seiner späten Rückkehr aus dem Winterquartier mit den Standorten auskommen, die nicht bereits durch andere Greifvögel besetzt sind. Daher ist der Wespenbussard in besonderem Maße auf ein ausreichendes Angebot geeigneter Bruthabitate angewiesen. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Wespenbussard gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Gehölzbestand mit für den Wespenbussard geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm) innerhalb eines großflächigen Waldstückes (idealerweise mehrere hundert Hektar, mind. > 50 ha, KOSTRZEWA 1991, S. 238) in Waldrandlage (bis 200 m vom Waldrand, KOSTRZEWA 2001, S. 12), Laubwald oder Laubmischwald. Nach MILDENBERGER (1982, S. 176) werden Waldungen von 15-150 ha Größe bevorzugt.
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld vorhanden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Wespenbussarde verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Im Verhältnis zu den anderen Greifvögeln kommt der Wespenbussard spät aus dem Winterquartier zurück und muss dann mit den noch unbesetzten Standorten auskommen. Daher ist der Maßnahmenbedarf für den Wespenbussard ggf. etwas größer zu kalkulieren als der für andere Greifvögel.
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Keine Standorte in der Nähe zu bekannten Habicht- und Mäusebussardvorkommen, idealerweise zum Habicht ca. 1 bis 1,5 km, zum Mäusebussard ca. 0,5 km.
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit bzw. sind bereits vorhanden. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Wespenbussarde können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Wespenbussarde große Aktionsräume haben, innerhalb ihres Aktionsraumes flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste bzw. Horste anderer Arten, s. o.) und da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren abhängt (z. B. Verluste auf dem Zugweg, Witterung: BAUER et al. 2005 S. 290 f). Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Wespenbussards (BAUER et al. 2005 S. 290), so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von BAUER et al. 2005, HÖLZINGER 1987, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 149, NLWKN 2010, SCHINDLER 1997 empfohlen werden und davon ausgegangen werden kann, dass die Art bei Bedarf die geeigneten Maßnahmenflächen annimmt. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Optimierung von Nahrungshabitaten im Offenland (Grünland, Waldränder) (O1.1, O4.2, O4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Offenlandflächen mit einem hohen Insektenaufkommen (insbesondere Erdwespen) sind für den Wespenbussard von besonderer Bedeutung für die Nahrungssuche. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem besonnte Waldränder, Säume, Lichtungen und besonntes Offenland mit Grenzlinien und entsprechendem Insektenreichtum geschaffen und gepflegt werden. Diese Standorte werden von den Hauptbeutearten Gemeine und Deutsche Wespe häufig als Neststandorte gewählt (ZAHRADNIK 1985, S. 132, 135). Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Wespenbussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch punktuelle mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Wenig wüchsige bis magere, aktuell verbrachte Offenland-Standorte (z. B. verbrachte / verbuschte Magerrasen, Halbtrockenrasen, Heiden, mesophiles Grünland); verbrachte Streuobstbestände; verbrachte Waldlichtungen; ferner Acker und Intensiv-Grünland (zur Umwandlung in Extensivgrünland).
- Für Mäuse / Maulwürfe geeignetes Substrat: keine staunassen Standorte (Mäuse- und Maulwurfsbauten werden von *Vespula germanica* und *V. vulgaris* als Niststätte genutzt).
- Idealerweise in Waldrandnähe und sonnenexponierter Lage. Besonnung vorhanden oder nach Freistellung möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Optimierung von Waldbereichen (Auflichtungen, Anlage von Schneisen, Anlage von Waldlichtungen“). Bei streifenförmiger Anlage, Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Erstinsandsetzung von verbrachten / verbuschten Magerrasen, Halbtrockenrasen, Heiden, mesophilem Grünland, Streuobstbeständen, z. B. durch Mahd oder Entkusselung bei starkem Gehölzaufkommen (Beschattung). Hinweise auf günstige (ehemalige) Standorte können Angaben in alten Messtischblättern liefern.
- Umwandlung von Intensiv-Grünland / - Acker in Extensiv-Grünland: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe [Maßnahmenblatt Extensivgrünland](#)).
 - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
 - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Insektenangebot zu erhöhen.
- Offenhaltung von besonnten Böschungen.
- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Ansitzwarten (GAMAUF 1999, ZIESEMER 1997) z. B. durch Pfähle.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gewährleistung einer ausreichenden Besonnung; Offenhaltung bei starkem Aufkommen von Gehölzen (Beschattung).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Kurzrasige Strukturen der Bodenvegetation sind für den Wespenbussard nicht in dem Maße wie bei anderen Greifvögeln (z. B. Rotmilan, Mäusebussard) notwendig. Für den Wespenbussard sind Insektenester auch in unübersichtlichen Lebensräumen mit hoher und dichter Bodenvegetation allem Anschein nach ebenfalls gut erreichbar (z. B. im Brennesseldickicht, GAMAUF 1999 S. 70; ZIESEMER 1997 S. 31).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren.
- Die Maßnahme umfasst verschiedene Vegetationstypen. Für den Maßnahmenenerfolg ist primär nicht das Vorhandensein einer bestimmten Pflanzengesellschaft entscheidend, sondern die entsprechende Struktur, die eine Besiedlung durch die Hauptnahrungstiere des Wespenbussards ermöglicht bzw. verbessert.
- Die für den Wespenbussard wesentlichen Wespenarten *Vespula germanica* und *V. vulgaris* weisen einjährige Staaten auf: Das Insektenvolk stirbt bis auf die begatteten Jungköniginnen ab, die im nächsten Frühjahr einen neuen Staat bilden. Dabei wird das alte Nest nicht wieder verwendet, sondern ein neues gebaut. Beide Arten bauen ihre Nester oft in Mäuse- oder Maulwurfsbauten an den oben aufgeführten Standorten (ZAHRADNIK 1985, S. 132, 135; RIPBERGER & HUTTER 1997 S. 84 ff.). Intensiv bewirtschaftete Äcker und Grünlandflächen werden vom Wespenbussard gemieden, da das Aufkommen von den Hauptnahrungstieren hier gering ist (z. B. durch Pflügen und Pestizidverwendung im Acker) und da hier in der Regel keine Ansitzwarten zur Verfügung stehen (GAMAUF 1999, S. 69).
- Die beiden genannten Wespenarten sind in Deutschland und NRW häufig, flächenhaft verbreitet und ungefährdet (ESSER et al. 2009). Daher kann eine kurzfristige Annahme geeigneter Flächen durch die Wespen erwartet werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche des Wespenbussards und seiner Nahrungstiere sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur zahlreich empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005, LWF 2008, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 149, NLWKN 2010, SCHINDLER 1997). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Wespenbussarde große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes flexibel verschiedene geeignete Nahrungshabitats nutzen können. Die Plausibilität der Maßnahme wird jedoch von der Artökologie her als hoch eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Optimierung von Waldbereichen (Auflichtungen, Anlage von Schneisen, Anlage von Waldlichtungen) (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Lichte Waldbestände mit einem hohen Insektenaufkommen (insbesondere Erdwespen) sind für den Wespenbussard von besonderer Bedeutung für die Nahrungssuche. Die Nester der Wespenarten finden sich neben den bei Maßnahme „Optimierung von Nahrungshabitaten im Offenland (Grünland, Waldränder)“ genannten Standorten v. a. auf sonnenbeschienenen Lichtungen, in jungen lückigen Aufforstungen, an Waldrändern, Schneisen oder in lichten Altholzbeständen (KOSTRZEWA 2001, S. 11, GAMAUF 1999, ZAHRADNIK 1985, S. 132, 136). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitats bereit, indem einschichtige Waldränder strukturiert und geschlossene, lichtarme Waldstadien (v. a. Dickungsphase) aufgelichtet und gepflegt werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Wespenbussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Junge, dichte, beschattete Waldbestände (Laubholz oder Nadelholz).
- Für Mäuse / Maulwürfe geeignetes Substrat: Keine staunassen Standorte (Mäuse- und Maulwurfsbauten werden von *Vespa germanica* und *V. vulgaris* als Niststätte genutzt).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme Optimierung von Nahrungshabitaten im Offenland (Grünland, Waldränder)).
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Strukturierung von bisher artenarmen, einschichtigen und dichten Beständen durch Anlage von besonnten kleinen Lichtungen und Schneisen. Mindestlänge Schneise 25 m mit Breite > 5m, Mindestgröße Lichtung 100 qm, Besonnung muss gewährleistet sein. Bei Nadelholz-Reinbeständen weiterhin Strukturierung durch truppweise Beimischung heimischer, standortgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten) bei Erhalt von Nadelholz-Anteilen zwischen 30 und 60 % .
- Die anschließende Offenhaltung kann eventuell durch Beweidung z. B. mit Schweinen erfolgen, sofern insgesamt eine bewirtschaftungsfähige Gesamtfläche vorhanden ist. Mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG sind zu beachten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Pflegearbeiten (Freistellung) zur Sicherstellung der sonnigen Lichtungen und Schneisen.
- Waldränder: in den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock - Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Mögliche Folgen der Vergrasung / eines hohen Mäusebesatzes für angrenzende Bestände beachten bzw. entsprechende Flächen nicht am Rand der Fläche platzieren.
- Unter der Voraussetzung ausreichend großer, bewirtschaftungsfähiger Flächen kommt auch die Offenhaltung mittels (Wald-)Weide in Betracht. Dann sind mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von bis zu 2 Jahren (Lichtungen, Schneisen) bzw. bis zu 5 Jahren (Waldränder) je nach Ausgangsbestand: Innerhalb dieses Zeitraumes kann eine Besonnung und ein krautiger Bewuchs ausgebildet werden. Entsprechende Bereiche werden gerne von Kleinnagern zur Anlage ihrer Bauten benutzt, die dann wiederum das Besiedlungspotenzial für Erdwespen und somit die Eignung als Nahrungshabitat für den Wespenbussard erhöhen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur nicht direkt empfohlen, ergibt sich jedoch indirekt aus Hinweisen und Beobachtungsnachweisen, dass offenere Waldstadien (z. B. Zerfalls-, Zusammenbruchs- und Verjüngungsphasen) für den Wespenbussard günstigere Nahrungshabitate darstellen als geschlossene, lichtarme Bestände (KOSTRZEWA 2001, GAMAUF 1999, S. 69, STEINER 2000, S. 75, VAN DIERMEN et al. 2009). Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.
- Bei Durchführung von Waldweide ist aufgrund der in der Regel erforderlichen umfangreichen Maßnahmenplanung ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art

hoch

mittel

gering

Entwickelbarkeit der Strukturen

kurzfristig

mittelfristig

langfristig

Belege / Plausibilität

hoch

mittel

gering

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Wespenbussard stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Entwicklung von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

Arbeitsgruppe Greifvögel Nordrhein-Westfalen der NWO (2000, Bearb. Cösters, F.; Guthmann, E.; Hausdorf, W.; Mebs, T.; Thissen, J.): Die Bestandsentwicklung und der Bruterfolg des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) in Nordrhein-Westfalen von 1972-1998 mit Angaben zu Revierverhalten, Mauser und Beringungsergebnissen. *Charadrius* 36 (2): 58-79.

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal für Ornithologie* 146 (3): 279-286.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF (2008): Erhaltungsmaßnahmen für walddrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). <http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-walddrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf>, Abruf 14.4.2011

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bosshard, A.; Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. *AGIRDEA Merkblatt*, Lindau.

Esser, J.; Fuhrmann, M.; Venne, C. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Wildbienen und Wespen - Hymenoptera - Aculeata - in Nordrhein-Westfalen, Stand November 2009. http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/rote_liste/pdf/RL-NW10-WILDBIENEN-WESPEN/RL-NW10-4-Faltenwespen.pdf, Abruf 14.4.2011.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture – a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang).

Gamauf, A. (1999): Der Wespenbussard (*Pernis apivorus*) ein Nahrungsspezialist? Der Einfluß sozialer Hymenopteren auf Habitatnutzung und Home Range-Größe. *Egretta* 42: 57-85.

Hölzinger, J. (1987 Bearb.): Wespenbussard – *Pernis apivorus* (Linne, 1758). In: Die Vögel Baden-Württembergs- Band 1: Gefährdung und Schutz, Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag-Stuttgart, S. 883-888.

Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. *Natur und Landschaft* 68 (7/8): 386-394.

Kostrzewa, A. (1991): Die Ökologie des Wespenbussards *Pernis apivorus* L. in der Niederrheinischen Bucht 1979-89: Dichte, Bruterfolg, Habitatpräferenzen und limitierende Faktoren. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 2: 230-254.

Kostrzewa, A. (2001): Wespenbussard (*Pernis apivorus*). In Kostrzewa, A.; Speer, G. (Hrsg.): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz. 2. Auflage, Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 11-16.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlussstagung am 8.11.2010, <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/>, Abruf 13.4.2011.

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). *Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes* Heft 16-18. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217.

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 3: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebieten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Wespenbussard (*Pernis apivorus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 14.4.2011.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. *Beitr. Avifauna NRW* Bd. 37, Bonn.

- Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? *Bird Study* 58: 390-398.
- Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. *Berichte ANL* 16: 123-160
- Ripberger, R.; Hutter, C.-P. (1997): *Schützt die Hornissen*. Weitbrecht-Verlag, Stuttgart, 119 S.
- Schindler, W. (1997): Wespenbussard – *Pernis apivorus*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): *Avifauna von Hessen*, 3. Lieferung.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. <http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf>, Download 14.3.2011.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Stade, J. (1978): Beitrag zu ökologischen und brutbiologischen Fragen bei verschiedenen Greifvogelarten. *Ornithologische Mitteilungen* 30: 168-174.
- Steiner, H. (2000): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (*Pernis apivorus*). *Journal für Ornithologie* 141: 68-76.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): *Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world*. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.
- Van Diermen J., Van Manen W. & Baaij E. (2009): Habitat use, home range and behaviour of Honey Buzzards *Pernis apivorus* tracked on the Veluwe, central Netherlands, using GPS. *De Takkeling* 17(2): 109-133.
- Van Manen, W.; van Diermen, J.; Bouten, W. (2010): Honey buzzard habitat use and ranging on breeding and wintering sites. <http://www.uva-bits.nl/project/honey-buzzard-habitat-use-and-ranging-on-breeding-and-wintering-sites/>, Abruf 22.11.2011.
- Zahradnik, J. (1985): *Bienen, Wespen, Ameisen. Die Hautflügler Mitteleuropas*. Kosmos Verlag, Stuttgart, 191 S.
- Ziesemer, F. (1997): Raumnutzung und Verhalten von Wespenbussarden (*Pernis apivorus*) während der Jungenaufzucht und zu Beginn des Wegzuges - eine telemetrische Untersuchung. *Corax* 17: 19-34.

1.71 Wiedehopf (*Upupa epops*)

Wiedehopf *Upupa epops* ID 125

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Wiedehopf brütet in Ganz- oder Halbhöhlen verschiedenster Art, z. B. Astlöchern, Spechthöhlen, Mauerspalt, Felshöhlen, unter Dächern und Holzriegeln, in Erdlöchern, Steinhäufen, Bretterstapeln etc. (BAUER et al. 2005: 767). Die Fortpflanzungsstätte umfasst die aktuell genutzte Höhle (falls nicht bekannt: das Revierzentrum) und eine störungsarme Umgebung bis 150 m (SGD-Süd 09.2019) (die planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz beträgt nach GASSNER et al. 2010: 194 bis 100m).

Ruhestätte: Wiedehopfe ruhen in Gehölzen, oft auf dicken Ästen. Er nährt sich in Stammnähe, auf Weidenköpfen etc., nur selten in Höhlen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 870). Die Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten, darüber hinaus nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Wiedehopf besiedelt offene Landschaften warm-trockener Klimate, z.B. lockere lichtungsreiche Waldflächen wie Kiefer- und Auewälder, Garten- und Ackerlandschaften mit nicht zu intensiver Bodennutzung, Weidegebiete sowie Obstwiesen (BAUER et al. 2005: 767). Eine Präferenz für bestimmte (Obst-) Baumarten ist nicht erkennbar (DIETZEN 2016: 769).
- In Rheinland-Pfalz gewährleistet in den niederschlagsarmen heutigen Obst- und Weinanbaugebieten der Tieflagen die häufige Bodenbearbeitung (Mulchen, Fräsen) das Kurzhalten der Vegetation. Früher kam die Art auch in höheren Lagen mit Obstwiesen und Weidehaltung vor, ebenso in lichten Eichen-Buchenwäldern mit Waldweidenutzung, in weitläufigen Gemeindeviehweiden sowie auf Friedhöfen (DIETZEN 2016: 769).
- Bruthöhle: Der Wiedehopf kann in verschiedensten Höhlungen brüten: in alten Obstbäumen, Kopfweiden o. a. Gehölzen, in Lösswänden, Lesesteinhäufen, Mauerlöchern, Gartenhäuschen etc. . Er nimmt auch Nistkästen an (DIETZEN 2016: 769).
- Nahrungshabitat: Wichtig ist eine kurze bzw. lückige Bodenvegetation sowie lockeres, stoherungsfähiges Bodensubstrat (DIETZEN 2016: 769). Der Wiedehopf ernährt sich überwiegend von großen Insekten u. a. Wirbellosen, die er stohernd im Boden sucht. Die Fütterung der Jungen erfolgt v. a. mit Kohlschnaken, Bremsen, Dasselfliegen, Dungfliegen, deren Larven sowie weichhäutigen Larven anderer Arten wie Schmetterlingsraupen und Engerlingen. Im nördlichen Rheinhessen betrafen fast 80 % der Fütterungsflüge Erdruppen. Die erwachsenen Wiedehopfe nehmen auch harthäutige Insekten wie Feldgrillen, Maulwurfsgrillen, verschiedene Käfer u. a. Gliedertiere (Larven von Juni- und Maikäfer vor dem Schlupf (SGD-Süd 09/2020) auf. Grundsätzlich ist der Wiedehopf in der Lage, sich auf plötzlich auftretende Nahrungsquellen einzustellen (ebd.: 778).

Räumliche Aspekte / Vernetzung:

Sonstiges:

- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Wiedehopf vor (LEHNERT 1986 sowie <https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/voegel/wiedehopf/>, Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland (O3.1.3, O5.1), Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden aktuell ungünstig ausgeprägte Wiedehopffhabitats in Streuobst- und Grünlandhabitats optimiert. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Wiedehopfes ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Im Regelfall ungepflegter Gehölzbestand (meist Streuobst) im Wechsel mit verbrachter, verbuschter o.a. aufwertungsfähiger Offenlandfläche. Wiedehopf geeignete Baumhöhlen sind idealerweise bereits vorhanden (ansonsten Kombination mit Maßnahme 2). Im Einzelfall auch Neuanlage der Gehölze, jedoch dann langfristige Dauer bis Wirksamkeit beachten. Zu Habitats auf Sandböden vgl. Maßnahme 3.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.
- Optimierung von Gehölzbeständen (im Regelfall Streuobst):
 - Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen. Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen.
 - Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
 - Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010: 8). Ertragsanlagen mit frühreifen Arten / Sorten kommen nicht in Betracht wegen möglicher Störung von Brutten bei der Ernte (SGD Süd 09/2019).
 - Wo sie traditionell vorkommen, können Kopfbäume (z. B. aus Weiden) gepflanzt werden. Die Kopfbäume müssen etwa alle 5 Jahre geschnitten werden. Wichtig ist der richtige Schnitt der Kopfbäume, damit es zur Bildung von Höhlen kommen kann: Die Kopfbäume sollen nicht direkt am Stamm, sondern an den Austrieben in einer Höhe von 20 cm geschnitten werden.
 - Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
 - Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010: 12) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.

- Bei Mangel an für den Wiedehopf geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit dem (temporären) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden (vgl. Maßnahme 2)
- Grünlandpflege:
 - Extensive Grünlandpflege durch Mahd oder Beweidung. Ziel ist eine strukturierte, möglichst lückige Grasnarbe mit Wechsel von kurz- und langwüchsigen Bereichen („halboffene Weidelandschaft“), bei Mahd z. B. durch Staffelung der Mahdtermine und durch Anlage von jährlich nur abschnittsweise gemähten, > 6 m breiten „Altgrassäumen“, die sowohl innerhalb als auch randlich der Maßnahmenfläche angelegt werden können. Der Schwerpunkt soll auf der Anlage lückiger bis kurzrasiger Flächen liegen. Insbesondere bei wüchsigeren Flächen sind auch frühe erste Schnitte im Mai einzubeziehen. Entfernung des Mahdgutes (GRÜLL et al. 2014: 60; HÖLZINGER & MAHLER 2001: 371, MÜHLETHALER & SCHAAD 2010: 26). Bei Beweidung soll der Viehaustrieb im Regelfall spätestens bis Anfang Mai erfolgen (HÖLZINGER & MAHLER 2001: 371).
 - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit standortgemäßem, nicht zu Dichtwuchs neigendem Saatgut zu erhöhen (Verbesserung des Insekten- und somit des Nahrungsangebotes für den Wiedehopf).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Baumpflege: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit (März bis Ende September) (SGD-Süd 09/2019).
- Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben. Bei einer Nutzung des Offenlandes als Weide sind die (Obst-) Bäume vor Verbiss / Scheuern (insbesondere bei Pferden und Schafen) zu schützen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei frühem Mahdtermin Konflikte mit bodenbrütenden Vögeln beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes:

- Kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von 2 (-5) Jahren bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (z. B. Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, Schnittpflege vorhandener älterer Gehölze, Gehölz-Neupflanzungen nur mit untergeordnetem Anteil) ist eine kurzfristige Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich.
- Mittel- bis langfristige Wirksamkeit bei ggf. notwendigen Bodenausmagerungen und bei dominierender oder vollständiger Gehölzneupflanzung. Vollständige Neupflanzungen aus Gehölzen (v. a. hochstämmige Obstbäume) erreichen frühestens nach 10-15 Jahren die Struktur einer Streuobstwiese mit Eignung für den Wiedehopf, die Entwicklung eines Baumhöhlenangebotes > 10 Jahre.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind bei vorhandener Grundeignung kurzfristig entwickelbar. Die Zeitdauer bis zur Entwicklung von natürlichen Bruthöhlen kann über Nisthilfen (Maßnahme 2) überbrückt werden.
- Entsprechende Maßnahmen werden in der Literatur z.B. BAUER et al. (2005: 767), DIETZEN 2016: 779, HÖLZINGER & MAHLER (2001: 371 f.), HÖTKER (2004), GRÜLL et al. (2014: 60), LANIS RLP (o.J.), MÜHLETHALER & SCHAAD (2010: 23 ff.) empfohlen. Es liegen Nachweise für Bestandserhöhungen vor (Pflege und tw. Neuanlage von Hochstamm-Obstgärten verbunden mit Staffelmahd nach MÜHLETHALER & SCHAAD

2010: 18; großräumige extensive Beweidung mit Heckrindern und Koniks auf einem ehemaligen Truppenübungsplatz: LORENZ et al. 2016: 77).

- Es gibt keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme. Die Wirksamkeit wird daher und wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet (bei Neuanpflanzungen / wüchsigen Standorten mittel- bis langfristige Dauer bis Wirksamkeit beachten)

2. Anlage von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Wiedehopf brütet in Höhlen. In der Maßnahme wird bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten durch Nisthilfen das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Neben dem Vorhandensein ausreichender Bruthöhlen (geeignete Strukturen wie Gehölzbestände, Feldhütten mit Begleitvegetation) an mindestens 2 Stellen je Revier müssen die sonstigen Habitatanforderungen des Wiedehopfes erfüllt sein (Durchführung in Kombination mit Maßnahme 1).
- Durchführung im Regelfall in Kombination mit einer habitatgestaltenden Maßnahme (Maßnahme 1).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Anbringen von artspezifisch geeigneten Nistkästen. Orientierungswerte: Pro Paar mind. 4 artspezifisch geeignete Nistmöglichkeiten, verteilt auf mind. 2 verschiedene Stellen im Revier (SGD Süd 09/2019). Der Wiedehopf akzeptiert eine Vielzahl verschiedener Kastentypen. Möglich sind z. B. Kästen im Querformat (nach BUND 2014: Vorder- und Rückseite quadratisch mit 35 cm Kantenlänge; Boden und Seitenteile: 65 cm Länge + 35 cm Höhe; Dach: 70 cm Länge + 35 cm Höhe; das Einflugloch soll oben eine Breite von 6,5 cm haben und 10 cm weiter unten spitz zulaufen) oder Kästen im Hochformat (nach MARIOTTI 2011: 6: Einflugloch ca. 6 cm; Bodenplatte als Quadrat mit 20 x 20 cm; Höhe 45 cm; Dachplatte 32 x 28 cm). Wichtig ist eine raue Innenseite, damit sich die Vögel gut festhalten können (ebd.). Einbringen einer Schicht aus Sägespäne oder Holzmulm (keine Hobelspäne: LEHNERT 1986: 65; GUILLOD et al. 2014).
- Zur Vermeidung von Höhlenkonkurrenz mit Kleinvögeln (v. a. Star) Anbringung des Nistkastens in geringer Höhe von 0,5 m bis 1,0 m über Boden z. B. auf Gehölzen, auf einem Pfahl, an oder innerhalb von störungsarmen landwirtschaftlichen Gebäuden (z. B. Scheune: Kasten hängt unmittelbar an Außenwand, in die ein Einflugloch gesägt ist) unter Beachtung von Wetterschutz (z. B. vor starker Sonneneinstrahlung). Die niedrige Höhe dient der Verhinderung des Besatzes durch Stare (BUND 2014, GUILLOD et al. 2014: 3, MÜHLENTHALER & SCHAAD 2010: 15 f.; STANGE & HAVELKA 2003: 29, WEBER 2011: 44). Möglich ist auch der Einbau von Brutnischen in Weinbergs- oder Trockenmauern mit Tiefe ca. 35-40 cm, Breite 20-30 cm, Höhe 15-20 cm. Die Vorderwand bildet ein aufgesetzter Stein mit Einflugloch (detaillierte Anleitung in GUILLOD et al. (2014).
- Nach STANGE & HAVELKA (2003) ist kein besonderer Schutz vor Mardern erforderlich, da Wiedehopfe artspezifisches Abwehrverhalten zeigen (stinkendes Bürzeldrüsensekret). LEHNERT (1986: 71) empfiehlt jedoch in Gebieten mit starkem Auftreten von Bilchen die Anbringung eines Schutzes (z. B. Blechmanschette um den

Baumstamm). Gemäß Angaben der SGD-Süd (09/2019) kann ein Marderschutz zum Schutz der Eier und frisch geschlüpfter Tiere erforderlich sein.

- Je nach Ausgangsfläche kann es sinnvoll sein, die Attraktivität als Niststandort zusätzlich zu den Nistkästen zu fördern durch Anlage weiterer potenzieller Niststandorte wie lückige Bretterstapel, Steinhaufen, Mauern o. a. mit Mindesthöhe von 1 m. Einbezogen werden können auch Hütten / Scheunen mit entsprechenden Brutmöglichkeiten.
- Das Anbringen von Nisthilfen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit (d. h. außerhalb des Zeitraumes Anfang April bis Ende August). In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um dem Wiedehopf eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt.
- Die Annahme von Nistkästen durch Wiedehopfe und deren bestandssteigernde Wirkung ist mehrfach nachgewiesen (z. B. DIETZEN 2016: 779; LEHNERT (1986: 59, 1987: 38), MARIOTTI 2011: 7; MÜHLENTHALER & SCHAAD 2010: 44, OEHLSCHLAEGER & RYSLAVY (2002); STANGE & HAVELKA 2003; WEBER 2011: 48f.).
- Die Wirksamkeit der Maßnahme wird aufgrund der zahlreichen positiven Belege und wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als sehr hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

3. Anlage / Pflege von Sandrasen und kurzrasigen offenen Strukturen (O4.3 / O4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Als Nahrungshabitat sind für den Wiedehopf neben baumbestandenem Grünland auch trockene Sandrasen von Bedeutung. In der Maßnahme werden aktuell ungünstig ausgeprägte Bestände für den Wiedehopf optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Maßnahmenstandort ohne vertikale Strukturen und ohne Freizeitbetrieb.
- Bruthabitate direkt angrenzend (vgl. Maßnahme 1 oder 2).
- Standorte auf Sandboden, die aktuell durch hohen und dichten Bewuchs/ Verbrachung ungünstig als Nahrungshabitat für Wiedehopfe ausgeprägt sind.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Auflichtung zugewachsener Sandrasen / Calluna-Heiden, so dass ein offener Charakter, allenfalls mit Einzelbäumen / einzelnen Baumgruppen entsteht, z. B. durch Entfernung von Gehölzen, Entfernung flächiger Bestände rasch wachsender Stauden wie Brombeeren, Instandsetzung und ggf. Ausmagerung des Grünlandes oder von Heidebeständen durch Mahd, Beweidung o. a.
- Ziel ist eine strukturierte, lückige Grasnarbe mit Wechsel von kurz- und langwüchsigen Bereichen mit Schwerpunkt auf kurzwüchsigen, lückigen bis offenen Bereichen.
- Kein Einsatz von Dünger und Pestiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich. Bei Mahd Entfernung des Mahdgutes.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Keine störungsintensiven Arbeiten in der Brutzeit (März bis Ende September) (SGD-Süd 09/2019).
- Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben, Gewährleistung eines offenen Charakters mit lückiger Bodenvegetation.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auflichtungen ansonsten geeigneter Bestände Wirksamkeit innerhalb von bis zu zwei Jahren, bei Notwendigkeit einer Ausmagerung auch länger.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen (außer bei Notwendigkeit von Ausmagerungen) kurzfristig bereit.

- Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in der Literatur (z. B. OEHLSCHLAEGGER & RYSLAVY 2002: 185) und rheinland-pfälzischen Experten (LfU 09/2019) empfohlen. Es liegen Nachweise für Bestandserhöhungen vor durch großräumige extensive Beweidung mit Heckrindern und Koniks auf einem ehemaligen (sandigen) Truppenübungsplatz (LORENZ et al. 2016: 77).
- Daher wird die Wirksamkeit der Maßnahme als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch, als CEF-Maßnahme geeignet (bei Ausmagerung mittelfristige Zeitdauer beachten)

Fazit: Für den Wiedehopf bestehen kurzfristig wirksame Maßnahmen für die Entwicklung von Bruthabitaten und von Nahrungshabitaten.

Quellen:

ARGE Streuobst (2010.): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albtrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales“ Kurzfassung.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

BUND, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland Regionalverbund Südlicher Oberrhein (2014): Wiedehopf: Nistkasten – Nisthilfen. <http://www.bund-rvso.de/nistkasten-wiedehopf.html>, Abruf am 12.05.2016.

Dietzen, C. (2016): Wiedehopf *Upupa epops* Linnaeus 1758. In: Dietzen, C.; Folz, H.-G.; Grunwald, T.; Keller, P.; Kunz, A.; Niehuis, M.; Schäf, M.; Schmolz, M.; Wagner, M. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 3 Greifvögel bis Spechtvögel (Accipitriformes – Piciformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 48: 769-780.

Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes. Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Wiesbaden, S.852- 887.

Guillod, N.; Frey, H.; Aye, R. (2014): Bau von Wiedehopf-Nisthilfen. Ein Merkblatt des Schweizer Vogelschutzes SVS / BirdLife Schweiz. <http://www.artenfoerderung-voegel.ch/assets/files/merkblaetter/SVS-Wiedehopf-Nisthilfen.pdf>, Abruf 23.01.2018

Grüll, A.; Karner-Ranner, E.; Groß, J. (2014): Verbreitung, Population und Bruthabitate des Wiedehopfes, *Upupa epops* (Linnaeus 1758) im Burgenland von 1981 bis 2010. *Egretta* 53: 42–63.

Hölzinger, J.; Mahler, U. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Nicht-Singvögel. Band 2.3: Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 357-372.

Hötter H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz: 1-44.

LANIS RLP / Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz: Steckbrief zur Art A232 der Vogelschutz-Richtlinie: Wiedehopf (*Upupa epops*). <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V035>. Abruf am 08.05.2016.

Lehnert, J. (1986): Der Wiedehopf (*Upupa epops*) in Rheinland-Pfalz. Artenschutzprojekt. Im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, 120 S.

Lehnert J. (1987): Situation und Schutz des Wiedehopfes -*Upupa epops*- in Rheinland- Pfalz. Festschrift der Vogelschutzwarte 1987: 33-41.

Lorenz, A.; Seifert, R.; Osterloh, S.; Tischew, S. (2016): Renaturierung großflächiger subkontinentaler Sand-Ökosysteme: Was kann extensive Beweidung mit Megaherbivoren leisten? *Natur und Landschaft* 91 (2): 73-82.

Mariotti L. (2011): Hilfe für den Wiedehopf. Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz Südtirol (AVK)-Nachrichten 59: 6-9.

Mühlethaler E., Schaad M. (2010): Aktionsplan Wiedehopf Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach und Zürich. Umwelt-Vollzug Nr. 1030: 65 S.

Oehlschlaeger, S. & Ryslavy, T. (2002): Brutbiologie des Wiedehopfes *Upupa epops* auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen bei Jüterbog, Brandenburg. Vogelwelt 123: 171-188.

SGD Süd (09/2019): Stellungnahmen zur Abstimmungsfassung des LBM/FÖA Leitfadens CEF-Maßnahmen vom 01.08.2018

Stange, C., Havelka, P. (2003): Brutbestand, Höhlenkonkurrenz, Reproduktion und Nahrungsökologie des Wiedehopfes *Upupa epops* in Südbaden. Vogelwelt 124: 25-34.

Weber, M. (2011): Starke Bestandszunahme und hohe Siedlungsdichte des Wiedehopfes (*Upupa epops*) in der Vorbergzone des nördlichen Ortenaukreises. Naturschutz südl. Oberrhein 6 (2011): 43-49.

1.72 Wiesenpieper (*Anthus pratensis*)

Wiesenpieper *Anthus pratensis* ID 75

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Wiesenpieper legt sein jedes Jahr neu gebautes Nest gut versteckt in nach oben geschützten Mulden am Boden an, gerne an Böschungen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 648f.). Die Brutortstreue ist in der Regel hoch ausgeprägt, (BAUER et al. 2005 S. 478). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Der Wiesenpieper nächtigt zur Zugzeit und im Winter gesellig, gerne in etwa 20–50 cm hoher Vegetation (oft Grünland) nahe am Wasser, manchmal auch in niedrigem / geknicktem Schilf oder Rohrkolben, weiterhin auch fern vom Wasser in Getreide-, vor allem aber Raps- und Rübenfeldern. (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 655, HÖTKER 1990 S. 96). Als Ruhestätte werden nur traditionell von Schwärmen genutzte Bereiche abgegrenzt. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

● [Vorkommen im Gemeindegebiet](#)

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Wiesenpieper bevorzugt offenes oder zumindest baum- und straucharmes, etwas unebenes oder von Gräben oder Böschungen durchzogenes Gelände mit kurzrasigem Grünland. Es scheint weniger die Feuchtigkeit als die Vegetationsstruktur von Bedeutung zu sein, denn neben den typischen Habitaten wie Feuchtgrünland kommt die Art teilweise auch an trockeneren Standorten (z. B. Industriegelände, Böschungen, Sandheiden, Acker) vor. Teilweise werden auch ausgedehnte Kahlschläge und Windwurfflächen in hoher Dichte besiedelt, bis die Sukzession einsetzt (z. B. im Süderbergland). Wichtig ist eine gut strukturierte Krautschicht, die Deckung bietet, ohne die Fortbewegung am Boden zu behindern. Derartige Strukturen können sowohl durch Nässe als auch durch Nährstoffarmut bedingt sein kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 643 f.). Hohe Dichten werden in NRW derzeit vor allem in den Uferwällen am Unteren Niederrhein erreicht, wo Grünland durch einen lückig bewachsenen Streifen vom Rheinufer getrennt ist (SCHIDELKE & SKIBBE in SUDMANN et al. 2012).
- Der Wiesenpieper legt sein Nest gut versteckt in nach oben geschützten Mulden am Boden an, gerne an Böschungen. Nahrungsbiotope sind vielfältig, Grabenränder oder feuchte, kurzrasige Flächen werden aber bevorzugt, Hackfrucht- und Getreideäcker kaum oder dann vor allem an vernässen Stellen mit im Wachstum zurückgebliebenen Nutzpflanzen oder flach am Boden liegendem Getreide, die unmittelbare Nähe von Hecken und geschlossenen Vegetation von > 20 cm Höhe werden überhaupt nicht genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 643). Günstig sind kurzrasig bewachsene Flächen bis ca. 9 cm Vegetationshöhe (HÖTKER 1990 S. 92).
- Die Toleranz gegenüber Bäumen und höheren Sträuchern ist regional unterschiedlich (hohe Toleranz in Nordeuropa, geringe im mitteleuropäischen Tiefland). In den Mittelgebirgen können Wiesenpieper auch auf Kahlschlägen vorkommen, wenn diese bereits mit 3 m hohen Fichten bewachsen sind, die angrenzenden Bäume der Hochwälder (> 20 m hoch) können dann (mit dem Baumpieper) als Singwarten genutzt werden (HÖTKER 1990 S. 88, FREDE 1997, RIECK 1996). FÖRSTER & FEULNER (1993, Bayern) fanden, dass der Wiesenpieper eine Meidedistanz von 30-60 m zu einem Fichtenwald als vertikale Störkulisse einhielt.
- Singwarten in Form von Weidepfählen, Leitungsdrähten oder die Krautschicht überragenden Einzelpflanzen sind zwar in den meisten Revieren zu finden, scheinen aber nicht entscheidend für die Besiedlung und die Dichte zu sein. Auch in Gebieten ohne solche Strukturen werden hohe Siedlungsdichten erreicht, die Männchen nutzen dann geringe Bodenerhöhungen wie Maulwurfshügel, Grasbulten oder höher aufragende Pflanzen als Singposten bzw. Startplatz für die Singflüge (HÖTKER 1990 S. 88).

- Außerhalb der Brutzeit auf Dauergrünland, besonders wenn dieses feucht, nass oder frisch mit Mist belegt ist; im Herbst und Winter sind Rüben- oder Rapsfelder sowohl als Nahrungshabitate wie auch als Schlafplätze sehr beliebt. Häufig werden überschwemmte Wiesen und Äcker aufgesucht; bei Schneelage außerdem auf Deponien und besonders an Gewässern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 644f.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von Habitaten im Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für den Wiesenpieper Probleme durch zu frühe Mahd (Mahdverluste der Brut), zu hohe und dichte Vegetation mit zu wenig offenen Bereichen und Nahrungsmangel. In der Maßnahme wird für den Wiesenpieper attraktives Extensiv-Grünland geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Im Tiefland Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder) in der Nähe bis ca. 100 m, im Mittelgebirge auch geringere Abstände möglich.
- Magere (bis maximal mittlere) Standorte, keine wüchsigen Böden (oder vorherige Ausmagerungsphase).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker (Maßnahme Entwicklung von Habitaten im Acker), in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. [WICHMANN et al. \(2015\) empfehlen bevorzugt Maßnahmen auf zusammenhängenden Flächeneinheiten von > 10 ha durchzuführen.](#)
- Wichtig ist, dass das Grünland eine lückige, lockere Ausprägung mit niedriger Wuchshöhe erhält. Auf > 20 % der Fläche sollten für die Bodenjagd geeignete Vegetationshöhen von < 10 cm (+/- wenige cm) mit geringer Vegetationsdichte bestehen ([WICHMANN et al. 2015](#)).
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Weiterhin sind für den Wiesenpieper folgende Aspekte zu beachten.
- Mahd der Fläche in Form einer ein- bis zweischürigen Staffelmahd mit kurz- und langrasigen Bereichen (BORN et al. 1990 S. 21, HÖTKER 1990 S. 92). Die Staffelmahd der Teilbereiche ist auf 2 bis 3 Termine zu verteilen ([WICHMANN et al. 2015](#)). Nach [WICHMANN et al. \(2015\)](#) ist die Schnittfläche des ersten Schnitts auf 30 bis maximal 70 % der Fläche zu begrenzen. Die Schnitthöhe sollte nach [WICHMANN & BAUSCHMANN \(2014: 90\)](#) 5-8 cm betragen. Extensive Mahd erst ab Anfang Juli zur Verhinderung von Mahdverlusten. Bestenfalls ganzjähriger Verzicht auf bodennivellierende Maßnahmen (Schleppen, Walzen), mindestens jedoch Verzicht ab Mitte März bis Ende Brutzeit (vgl. [WICHMANN et al. 2015](#)). Ein Teil der Flächen (bevorzugt Säume und Hochstaudenfluren, nach [WICHMANN et al. > 10 %](#)) soll als „Altgrasstreifen“ oder -fläche nur alle 2-4 Jahre abschnittsweise gemäht werden ([WICHMANN et al. 2015](#)), bei Streifenform ca. 6-10 m Breite, um im darauffolgenden Frühjahr ausreichend Deckung zu bieten (BORN et al. 1990). Günstige Standorte sind z. B. (Graben-) Böschungen oder Parzellenränder. Entfernung des Mahdgutes.

- Bei Beweidung – idealerweise als Standweide (dann Flächengröße von > 10 ha) – ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und stellenweise langrasigen Strukturen (Nestanlage) gewährleistet. WICHMANN et al. (2015) empfehlen idealerweise Besatzdichten von 0,3 – 0,8 GVE / ha. Ggf. (z.B. bei größeren Besatzdichten) sind zur Verhinderung von Trittverlusten der Brut kleine Inseln oder die Parzellenränder auszuzäunen. Weideauftrieb ab Mitte Juli (BORN et al. 1990), wobei eine kurzzeitige Frühjahrsvorweide zu Nährstoffzug und einer Förderung der Entwicklung krautiger Vegetation führt (WICHMANN et al. 2015). Die Umzäunung soll zumindest teilweise mit Holzpflocken erfolgen (Sitzwarten). Weidereste werden bis zu einem Flächenanteil von 20 – 30 % akzeptiert (WICHMANN et al. 2015). Die Beweidung ist einer Mahd vorzuziehen (vgl. WICHMANN & BAUSCHMANN 2014: 95).
- Bei feuchtegeprägten Standorten möglichst großflächige Wiedervernässung (WICHMANN et al. 2015).
- Idealerweise werden unbefestigte, gering frequentierte Feldwege mit breiten, blütenreichen Säumen in die Maßnahme einbezogen und erhalten (WICHMANN et al. 2015).
- Gehölzriegel und Gehölzgruppen sollen aus der Maßnahmenfläche entfernt werden und der generelle Gehölzanteil sollte 5 % der Fläche nicht überschreiten, wobei Solitärbäume wie z.B. Huteebäume erhalten bleiben können (WICHMANN et al. 2015).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften.
- Entbuschungs- und Entkusselungsmaßnahmen regelmäßig bei Bedarf nach o. g. Maßstäben (WICHMANN et al. 2015).
- Regulierung ggf. aufkommender Lupinenbestände, bei flächenhaften Beständen, nach WICHMANN et al. (2015) mindestens zweimal jährlich für 3 bis 5 Jahre.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren, bei Neuanlage oder Durchführung von Wiedervernässungen innerhalb von bis zu 5 Jahren. Bei Notwendigkeit einer vorigen Ausmagerungsphase ggf. auch länger.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die genannten Maßnahmen werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 479), GFL (2009), HÖTKER (2004), KRATZ et al. (2001), UHL (2009 S. 37), WICHMANN & BAUSCHMANN (2014: 83 ff.) und WICHMANN et al. (2015) empfohlen.
- Auf dem Rollfeld (Extensivwiesen) des Köln-Bonner Flughafens nahm der Bestand um etwa 50 Reviere auf 75 Reviere (geringer Teil in der Wahner Heide) zu, was mit einer großflächigeren Mahd in Verbindung gebracht wird (HAUTH & SKIBBE 2010 S. 208).
- In Niedersachsen bevorzugten Wiesenpieper Vertragsnaturschutz-Flächen zur Extensivierung von Dauergrünland (z. B. später Mahdtermin, reduzierte Beweidungsintensität, eingeschränkte Düngung), die Siedlungsdichte lag hier etwa doppelt so hoch wie auf den übrigen Flächen (NSG „Melmmoor Kuhdammoor“, PROLAND 2003, S. 23, 28). Ähnliche Ergebnisse liegen aus der Wesermarsch (HANDKE 1994/95) und aus Schleswig-Holstein vor (NEHLS 2001 für NSG „Alte-Sorge-Schleife“). FACKLER (2010) berichtet von einem starken Bestandsanstieg des Wiesenpiepers nach Extensivierung von Feuchtgrünland beim Altmühlsee (Bayern). In der hessischen Rhön zeigte sich ein deutlicher Bestandsanstieg des Wiesenpiepers nach Durchführung von Fichtenräumung, Wiedervernässung und Grünlandpflege (MÜLLER 1989 S. 191, fast Bestandsverdoppelung von 1987 zu 1988). Nach Renaturierung von Niedermooren in Brandenburg (vorher: komplexmelioriertes Saatgrasland, Weide oder Acker) brüteten Wiesenpieper v. a. am Rand nasser Senken mit spärlicher Vegetation (HIELSCHER 1999). UHL (2009 S. 36) berichtet aus Österreich, dass die Ausweisung von Schutzgebieten allein den Rückgang der Wiesenpieperbestände nicht aufhalten konnte. Relativ positive Trends ließen sich jedoch in manchen Gebieten dort erkennen, wo kurzrasige Feuchtwiesenvegetation durch lang andauernden Nährstoffzug (Mahd und

Düngerverzicht) begünstigt wird oder ähnliche Habitatstrukturen durch extensive Formen der Viehweide geschaffen wurden.

- Die Maßnahme erscheint daher grundsätzlich plausibel. Wegen regionaler Unterschiede in den besiedelten Habitaten und Bestandstendenzen in NRW (z. B. Abnahme im Münsterland) verbleiben Unsicherheiten, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 8.11.2011) lediglich eine mittlere Eignung für den Maßnahmentyp besteht. [Dies gilt auch für RLP.](#)

Risikomanagement / Monitoring:

- [erforderlich \(maßnahmenbezogen\)](#) _____
- [erforderlich \(populationsbezogen\)](#) _____
- _____ [bei allen Vorkommen](#)
- _____ [bei landesweit bedeutsamen Vorkommen](#)
- _____ [bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten](#)

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

2. Entwicklung von Habitaten im Acker (O2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wiesenpieper kommen schwerpunktmäßig auf Grünlandstandorten vor, können jedoch bei Vorhandensein geeigneter Habitate (z. B. langlebige Brachen, Sonderstandorte wie magere Böschungen) auch Ackerlandschaften besiedeln. In der Maßnahme werden für betroffene Brüter in der Agrarlandschaft lückig-magere Ackerbrachen und Säume in der Agrarlandschaft entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder) in der Nähe bis ca. 100 m.
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer).
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. [WICHMANN et al. \(2015\) empfehlen für den Wiesenpieper bevorzugt Maßnahmen auf zusammenhängenden Flächeneinheiten von > 10 ha durchzuführen.](#)

- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Bei Ansaaten **primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut** (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), **mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014) Verwendung von autochthonem Saatgut**. Wichtig ist, dass die Bestände nicht zu dicht aufwachsen, sondern lückig bleiben. Auf > 20 % der Fläche sollen für die Bodenjagd geeignete Vegetationshöhen von < 10 cm (+/- wenige cm) mit geringer Vegetationsdichte bestehen (WICHMANN et al. 2015).
 - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
 - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). Zu beachten ist dabei: In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine für Bodenbrüter zu hohe und dichte Vegetationsdecke auszubilden.
 - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Idealerweise werden unbefestigte, gering frequentierte Feldwege mit breiten, **blütenreichen** Säumen in die Maßnahme einbezogen (WICHMANN et al. 2015).
- Erhalt / Schaffung einzelner erhöhter Strukturen als Sitz- und Singwarten (Einzelsträucher, Pfähle o.ä.)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig neu gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedene Flächen ist dabei möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme ist entsprechend der Artökologie plausibel.
- Wegen regionaler Unterschiede in den besiedelten Habitaten und Bestandstendenzen in NRW (z. B. Abnahme im Münsterland) verbleiben Unsicherheiten, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 9.11.2011) lediglich eine mittlere Eignung für den Maßnahmentyp besteht. **Dies gilt auch für RLP.**
- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein maßnahmenbezogenes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, nur für betroffene Brutpaare in Ackerlandschaften anzuwenden.

Fazit: Für den Wiesenpieper bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten. ~~Wegen regionaler Unterschiede in den besiedelten Habitaten und Bestandstendenzen in NRW (z. B. Abnahme im Münsterland) verbleiben Unsicherheiten, so dass lediglich eine mittlere Eignung für die Maßnahmentypen besteht.~~ Analog zu NRW verbleiben auch in RLP wegen möglicher regionaler Unterschiede in den besiedelten Habitaten und Bestandstendenzen Unsicherheiten, so dass lediglich eine mittlere Eignung für die Maßnahmentypen besteht.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Born, N.; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz 9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: S. 27-30.

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Fackler, K. (2010): „Das Wiesmet“ - Ein BayernNetz-Natur- Projekt zum Wiesenbrüterschutz in Mittelfranken. Vortrag von der DVL-Tagung "Vögel der Kulturlandschaft am Abgrund? Status - Ursachen - Strategien", 20.10.2010. http://www.lpv.de/fileadmin/user_upload/data_files/Vortraege/Avifauna-Rottenburg/Vortrag_Fackler_Wiesmet.pdf.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.

Förster, D. & Feulner, J. (1993): Ausgewählte Vogelarten des Frankenwaldes als Zeigerarten für die Landschaftspflege. Artenschutzreport 3:12-16.

Frede, M. (1997): Der Rammelsberg bei Erndtebrück: - Lebensraum bedrohter Vogelarten aus zweiter Hand. Betri. Tier- u. Pflanzenwelt des Kreises Siegen-Wittgenstein 4: 26-34.

GfL GmbH (2009): Gewässerrandstreifenprojekt Obere Ahr-Hocheifel. Pflege- und Entwicklungsplan, Avifaunistische Grundlagenerhebung. Im Auftrag der Kreisverwaltung Ahrweiler.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 2. Passeriformens (1. Teil): Motacillidae – Prunellidae. Pieper, Stelzer, Wasseramseln, Zaunkönige, Spottdrosseln, Braunellen. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 508-1184.

Handke, K. (1994/1995): Brutvogelbestandsentwicklung in einem Feuchtgrünlandgebiet der Wesermarsch. Eine Zwischenbilanz sechs Jahre nach der Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen (Teil I / II): Der Falke 41: 401-416; Der Falke 42: 22-28.

Hauth, E. & A. Skibbe (2010): Die Brutvögel der Wahner Heide. Erfassungszeitraum 1989-2008. Beitr. Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 38. NIBUK, Ruppichterath.

Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. Vogelwelt 120, Supplement: 261-271.

Hötter, H. (1990): Der Wiesenpieper *Anthus pratensis*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 595. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 156 S..

Hötter, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.

Kratz, R.; Belting, S.; Fischer, M.; Gasse, M.; Hielscher, K.; Huk, T.; Sandkühler, K.; Suhling, F. (2001): Management für Tierarten im Niedermoorgrünland. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer Verlag Stuttgart, S. 154-176.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. <http://www.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf>. Abruf 7.6.2011.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma, Beiheft 2: 181-195.

Nehls, G. (2001): Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. Corax 18, Sonderheft 2: 81-101.

Projektgruppe „Effizienzkontrollen PROLAND-Naturschutzprogramme“ im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie Abt. Naturschutz (2003): Wirkungskontrollen der PROLAND-Naturschutzmaßnahmen Zwischenbewertung 2003. Im Auftrag vom Niedersächsisches Umweltministerium.

Rieck, D. (1996): Der Wiesenpieper im Kreis Euskirchen. Beobachtungen zur Bestandsentwicklung bei *Anthus pratensis*. Charadrius 32 (3): 117-120.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

Uhl, H. (2009): Wiesenvögel in Oberösterreich 2008. Ergebnisse der landesweiten Bestandserhebungen 1994 bis 2008 und Naturschutzbezüge. Projektbericht April 2009. Im Auftrag Amt der Oö. Landesregierung Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz.

[Wichmann, L.; Bauschmann, G.; Kuprian, M. \(2015\): Maßnahmenblatt Wiesenpieper \(*Anthus pratensis*\). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland.](#)

[Wichmann, L. & Bauschmann, G. \(2014\): Artenhilfskonzept für den Wiesenpieper \(*Anthus pratensis*\) in Hessen. Gutachten der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Friedberg, 261 S.](#)

1.73 Wiesenweihe (*Circus pygargus*)

Wiesenweihe *Circus pygargus* ID 126

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Nester (Horste) werden jedes Jahr neu am Boden in krautiger Vegetation angelegt. Als Fortpflanzungsstätte wird eine störungsarme Umgebung von 200m (planerisch zu berücksichtigende Fluchtdistanz nach GASSNER et al. 2010: 193) um den Horst / das Revierzentrum abgegrenzt. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für die Wiesenweihe aufgrund ihres großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Die Wiesenweihe nächtigt in der Regel am Boden. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Individuen nicht konkret abgrenzbar. Ausnahmen bestehen ggf. bei regelmäßigen Ansammlungen: insbesondere in Gebieten mit größeren Brutvorkommen können sich auch während der Brutzeit mehrere Vögel an gemeinsamen Schlafplätzen versammeln, teilweise mit anderen Weihen zusammen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989: 401, ILLNER 2009, GNOR 2007, RYSLAVY 2000). Die Nutzung der konkreten Flächen als Schlafplatz erfolgt dynamisch in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Tätigkeit, insbesondere der Ernte.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Wiesenweihe nutzt in Rheinland-Pfalz überwiegend Getreidefelder in ausgedehnten Ackerlandschaften sowie weiträumig offene bachbegleitende Wiesen. Weiterhin sind Bruten in Seggenrieden am Rand großer Röhrichte bekannt geworden. Nestanlagen befinden sich im Grünland von Tallandschaften oder in ackerbaulich genutzten offenen Plateaubereichen in Getreidefeldern (am häufigsten in Weizen- und Roggen- seltener Gerstenfeldern), aber auch in Rapsäckern und in von Schmetterlingsblütlern (Steinklee, Luzerne) dominierten Wildäckern (FOLZ 2016: 53).
- Die Vegetation muss während der Ansiedlungsphase ausreichend hoch sein (mind. 40 cm), damit der Horst genügend Deckung erhält (MEBS & SCHMIDT 2014: 273), jedoch nicht höher als 100 cm (BAUER et al. 2005: 322).
- Jagdgebiete sind offene Landschaften (z.B. Brachen, Grünland, Acker, Heide) im Umfeld des Horstes (MEBS & SCHMIDT 2014: 275). Wichtige Nahrungshabitate sind auch Wegränder und unbefestigte Feldwege (KRACHER 2008: 56). Auch (regelmäßig frisch gemähtes) Intensivgrasland kann wichtiges Nahrungshabitat sein (TRIERWEILER et al. 2010). Die Wiesenweihe ist bei der Jagd auf Kleinsäuger auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen (KRACHER 2008: 62).

Räumliche Aspekte / Vernetzung:

- Das Territorialverhalten ist nur gering ausgeprägt, bei günstigen Bedingungen ist kolonieartiges Brüten möglich (MEBS & SCHMIDT 2014: 274; FOLZ 2016: 59).
- Eine Ortstreue kann auftreten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989: 396) und hängt wahrscheinlich vom Bruterfolg des Vorjahres, Störungen, der Feldfrucht (Vegetationshöhe) und dem Vorhandensein von Artgenossen ab (ARROYO et al. 2002: 289, GLIMM et al. 2001: 64, LIMINANA et al. 2011).

Sonstiges:

- Die Wiesenweihe ist Bestandteil des Artenhilfsprogramm „Gefährdete Bodenbrüter“ vom Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz, das Flächennutzern einen Ausgleich für einen erwarteten Ertragsausfall durch artenschutzgerechte Nutzung anbietet (<https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenhilfsprogramme/gefaehrdete-bodenbrueeter/>, Abruf 23.01.2017).

Maßnahmen

1. Entwicklungsmaßnahmen im Grünland (O1), Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland (O2) (Entwicklung geeigneter Horststandorte)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden strukturell geeignete Horststandorte geschaffen / optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Weithin offene Standorte (ggf. im Zuge der Maßnahme herzustellen).
- Idealerweise im näheren Umfeld zu weiteren Wiesenweihenhorsten (LIMINANA et al. 2011).

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Einsaat bzw. Pflege von krautigen Vegetationsstrukturen, die eine Vegetationshöhe von 40-100 cm ausbilden (Getreide, Brachen, Grünland) (BAUER et al. 2005, MEBS & SCHMIDT 2014). In den Niederlanden fanden KOKS & VISSER (2002: 162) eine Bevorzugung von Weizen und Luzerne; Schutzmaßnahmen vor der Mahd waren notwendig.
- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Spaziergänger, Jagd, etc.) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (April bis August) im Umfeld von bis 200 m.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Gewährleistung der Offenheit und der Vegetationshöhen von 40-100 cm während der Brutzeit der Wiesenweihe (April bis August) durch Mahd nach Abschluss des Brutgeschehens (Mai bis August).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Mögliche Konkurrenz mit Rohrweihe (Prädator von Wiesenweihennestlingen) beachten (HOFFMANN 2003: 13).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen im Acker (inklusive Luzerne): wirksam innerhalb eines Jahres bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode (sobald die entsprechende Vegetationshöhe erreicht ist).
- Übrige Standorte: Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren, bei Neuanlage, Durchführung von Wiedervernässungen innerhalb von bis zu 5 Jahren (fachgutachterliche Einschätzung).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen können kurzfristig bereitgestellt werden.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Schaffung und Erhalt geeigneter Brutplätze werden z.B. von LANIS RLP (o.J.) und NLWKN (2010) empfohlen.
- Es liegen keine Wirksamkeitsbelege vor. Die Maßnahmendurchführung weist Unsicherheiten auf; aufgrund der folgenden Aspekte wird die Plausibilität der Wirksamkeit als gering eingestuft:

- Die Ortstreue ist nur unter günstigen Bedingungen mit gutem Nahrungsangebot hoch ausgeprägt (ARROYO ET AL. 2002: 289; LIMINANA et al. 2011, z.B. Brutkolonien mit hohem Bruterfolg).
- Bezüglich der Faktoren, die die konkrete Nisthabitatgüte ausmachen, besteht noch Untersuchungsbedarf (ebd., RATTINER 2002: 135). Dies gilt insbesondere, wenn die Maßnahmenflächen eine höhere Attraktionswirkung als die Umgebung haben sollen, um die Annahme als Horststandort sicherzustellen. Aufgrund der Besiedlung auch von Getreideäckern ist unklar, ob bei Ankunft der Wiesenweihe im Brutgebiet potenzielle Horststandorte ein limitierender Faktor sind (ARROYO et al. 2002 weisen auf die Rolle von Nahrungshabitaten als entscheidenden Faktor hin). Die Annahmewahrscheinlichkeit einer konkreten Fläche (Parzelle / Ackerschlag) als Brutplatz durch die Wiesenweihe dürfte daher (insbesondere in suboptimalen Gebieten) gering sein, zumal das Vorhandensein von Artgenossen (auch) als wesentlicher Faktor gilt (LIMINANA et al. 2011). Habitatverbessernde Maßnahmen führen möglicherweise zunächst zu einer Steigerung der Siedungsdichte am bisherigen Koloniestandort, ehe neue Kolonien an anderen Standorten gegründet werden (ebd.).
- Die Wiesenweihe ist eine sehr seltene Brutvogelart in Rheinland-Pfalz. Die Konzeption von Maßnahmen im Einzelfall bedarf der Einbeziehung von Artexperten.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering, als CEF-Maßnahme i.d.R. nicht geeignet

2. Nutzungsextensivierung von Grünland (O1.1), Nutzungsextensivierung von Intensiv-Äckern (O2.1), Anlage von Ackerbrachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Kurzrasige Strukturen sind für die Wiesenweihe während der Nahrungssuche wichtig, um die Zugänglichkeit zu den v. a. als Nahrungstieren genutzten Kleinsäugern zu ermöglichen (z. B. SCHLAICH et al. 2015: 714). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes / strukturierter Äcker zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Wiesenweihe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens).
- Kein Grünlandumbruch für Maßnahmen im Acker.
- Weithin offene Standorte (oder im Rahmen der Maßnahme herzustellen).

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche oder mind. 1000 m Saumstreifen (Breite > 10 m) empfohlen.

- Die folgenden Maßnahmentypen werden zur Förderung des Struktureichtums idealerweise in Kombination miteinander durchgeführt. Von hoher Bedeutung sind dabei die Maßnahmen zu lückigem, strukturiertem Grünland und zu lückigen, strukturierten Ackerbrachen, da durch sie ein weitgehend kontinuierliches Angebot an kurzrasigen Flächen, die den Zugriff auf Nahrungstiere ermöglichen, gewährleistet ist. Hoch- und dichtwüchsige Flächen (z. B. dichtwüchsiges Grünland, Luzerne) weisen eine hohe Attraktivität nur bis wenige Tage nach der Mahd auf. Dabei können sich permanente Feldmauspopulationen, die eine ausreichend hohe Beutedichte längerfristig sicherstellen, nur in solchen Flächen entwickeln, die über mehrere Jahre als Grünlandflächen oder Stilllegungen erhalten bleiben und in dieser Zeit lediglich, geschnitten aber nicht umgebrochen werden (KRACHER 2008: 62).
- Kein Einsatz von Dünger, Pestiziden oder Rodentiziden. Ausnahmen sind in Absprache mit der Naturschutzbehörde möglich.
- Grünland (Mahd): Bei lückiger Vegetationsstruktur zweischürige Nutzung, dabei werden bei jedem Mahdereignis zum Erhalt des Struktureichtums ca. 10 m breite Streifen randlich und / oder in der Fläche jeweils zur Hälfte von der Mahd ausgespart und beim nächsten Mahdtermin gemäht. Sofern die Vegetation nicht lückig ausgeprägt ist (eingeschränkter Zugriff auf Kleinnager für die Wiesenweihe), werden je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ (< 20 cm Halmlänge) und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume angelegt. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, MÜLLER & BOSSHARD 2010, SCHWEIZER VOGELSCHUTZ SVS & BIRDLIFE SCHWEIZ 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Breite einzelner Streifen soll ca. 10 m (nach SIMON 2014: 1510 mind. 8 m). Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Abtransport des Mahdgutes. Bei der Mahd ist auf ein schonendes Mahdwerkzeug zu achten, um so Kleintiere nicht zu töten (z.B. Verwendung von Doppelmesser-Balkenmäher, SIMON 2014).
- Grünland (Beweidung): Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Grünland (Mahd / Beweidung): Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit standortsgemäßigem, nicht zu Dichtwuchs neigendem Saatgut zu erhöhen.
- Anlage von lückigen Ackerbrachen durch Selbstbegrünung oder durch Einsaat mit standortsgemäßigem Saatgut, das nicht zu Dichtwuchs neigt.
- Anlage von regelmäßig gemähten Feldfrüchten (z. B. Luzerne), die idealerweise in regelmäßigen Abständen streifenförmig gemäht werden (hohe Attraktivität für Wiesenweihen während und bis wenige Tage nach der Mahd). Günstig ist eine Kombination von streifenförmigen Grünlandbrachen / Altgrasstreifen im Wechsel mit regelmäßig gemähten Feldfrüchten („Vogelfelder“, SCHLAICH et al. 2015: 714 ff. und 2017: 348), da sich in den Altgrasstreifen hohe Dichten an Kleinnagern entwickeln können, die dann auf den gemähten Flächen von den Weihen erbeutet werden (ebd.).
- Säume: Wiesenweihen nutzen oft lineare Grenzlinien für ihre Nahrungssuche (z. B. KRACHER 2008: 56). Maßnahmen zur Grünlandmahd / Ackerbrache können daher auch saumförmig z. B. als Randstreifen entlang von Parzellengrenzen umgesetzt werden, so dass der Saum auch in der Landschaft als Grenzlinie wirkt. Idealerweise werden unbefestigte Feldwege in die Maßnahme einbezogen. Bei gering befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden. Feldwege o. a. lineare Saumhabitate weisen eine hohe Attraktivität für Wiesenweihen auf (GRAJETZKY et al. 2008, MATTHES 2011: 174).
- Gewährleistung freier Überflugmöglichkeiten für die Suchflüge (NLWKN 2010), d.h. ggf. Rodung von dichten und hohen Baumhecken (jedoch keine lückigen Hecken roden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja

nein

- Sicherstellung der o. g. Pflegevorgaben.
- Pflege der Ackerbrachen durch Mahd / Grubbern im Regelfall ab Anfang August (LANUV 2010). Im Regelfall kein jährlicher Umbruch der Brachen, da Umbruch die Mäusebestände reduziert (z. B. KRACHER 2008: 61).

- Brachen weisen eine hohe Kleinsäugerfauna auf (WATZKE 2003: 63), sind jedoch bei hoher Wüchsigkeit der Bestände wegen des zunehmend hohen und dichten Bewuchses nur in den ersten 1-2 Jahren für Greifvögel geeignet (KOKS et al. 2007: 43). Die Brachedauer ist daher in Abhängigkeit von der Wüchsigkeit der Fläche festzulegen (ein- bis mehrjährig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann zu Konflikten mit der Landwirtschaft führen. Der Mäusebestand kann jahrweise starken Schwankungen unterliegen („Gradationsjahre“).
- Bei Rodung von für die Wiesenweihe störenden Gehölzen ist auf Konflikte mit anderen Arten zu achten.
- Bei früher Mahd ist auf Konflikte mit anderen Feldvögeln (v. a. Bodenbrütern) zu achten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen im Acker: Die Maßnahme ist in der nächsten Brutperiode mit Anlage der jeweiligen Kultur wirksam.
- Maßnahmen im Grünland: Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Artökologie ist gut bekannt: Kleinsäuger bilden insbesondere bei Massenvermehrungen einen wesentlichen Bestandteil der Nahrung (MEBS & SCHMIDT 2014: 275).
- Die Maßnahmentypen im Grünland und Acker werden z.B. von BAUER et al. (2005: 321), KOKS et al. (2007), LANIS (o.J.) und NLWKN (2010) empfohlen. KRACHER (2008: 62) und SZENTIRMAI et al. (2010) weisen auf die Bedeutung von kurzrasigen / lückigen Grünlandflächen für die Nahrungssuche hin und belegen hohe Nutzungsfrequenzen dieser Bestände. Auch GRAJETZKY et al. (2008) konnten eine Bevorzugung von Extensivweiden feststellen. Die besondere Attraktivität von lückigen Ackerbrachen und gemähten Luzernefeldern als Nahrungshabitat ist mehrfach nachgewiesen (bei Mahd nur bis wenige Tage nach dem Mahdtermin; GLIMM et al. 2001, JOEST 2009, KRACHER 2008, TRIERWEILER et al. 2010). SCHLAICH et al. (2015: 714 ff. sowie 2017: 348) zeigten die bevorzugte Annahme gemähter Luzernestreifen in „Vogelfeldern“ (s. o.) durch nahrungssuchender Wiesenweihen. Nach KOKS & VISSER (2002: 159) nahm der niederländische Wiesenweihenbestand infolge großflächiger Stilllegung von Äckern zu. Da Brachen auch einen höheren Kleinvogelbestand aufweisen als konventionell bewirtschaftete Felder (HÖLKER 2002: 202, JOEST 2009: 26), stehen hier auch in Jahren mit geringem Mäuseangebot genügend Alternativ-Nahrung zur Verfügung.
- Die Maßnahme ist von der Artökologie plausibel, so dass grundsätzlich eine hohe Eignung als CEF-Maßnahme besteht.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit: Für die Wiesenweihe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Entwicklung von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

Arroyo, B.; Garcia, J. T.; Bretagnolle, V. (2002): Conservation of the Montagu's harrier (*Circus pygargus*) in agricultural areas. *Animal Conservation* 5: 283-290.

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Bosshard, A., Stäheli, B., Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowieden verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. Merkblatt Agridea. Lindau/Lausanne. 4 S.
- Folz, H.-G (2016): Wiesenweihe *Circus pygargus* (Linnaeus, 1758). In: Dietzen, C.; Folz, H.-G.; Grunwald, T.; Keller, P.; Kunz, A.; Niehuis, M.; Schäfer, M.; Schmolz, M.; Wagner, M. (Hrsg.): Die Vogelwelt von Rheinland-Pfalz. Band 3 Greifvögel bis Spechtvögel (Accipitriformes – Piciformes). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 48: 53-61.
- Gassner, E.; Winkelbrandt, A.; Bernotat, D. (2010): UVP und strategische Umweltprüfung: Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 5. Auflage. Kapitel: D. Pflanzen, Tiere, biologische Vielfalt. Empfindlichkeit von Tierarten gegenüber anthropogener Störung. 5. Auflage, (C. F. Müller Verlag) Heidelberg, 480 S.
- Glimm, D.; Hölker, M.; Prünke, W. (2001): Brutverbreitung und Bestandsentwicklung der Wiesenweihe in Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 2/2001: 57-68.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4. Falconiformes - Greifvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 941 S.
- GNOR, Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (2007): Weihen-Kartierung für Wiesen-, Korn- und Rohrweihe in artrelevanten Gebieten im südlichen Rheinland-Pfalz. Im Auftrag vom Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, 45 S.
- Grajetzky, B.; Hoffmann, M.; Nehls, G. (2008): Montagu's Harriers and wind farms: Radio telemetry and observational studies. In: Hötter, H. (Hrsg.): Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin, 21st and 22nd October 2008, S.316-38. <http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichte/vortraege/>, Abruf 03.05.2011.
- Hölker, M. (2002): Beiträge zur Ökologie der Wiesenweihe *Circus pygargus* in der Feldlandschaft der Hellwegbörde / Nordrhein-Westfalen. Ornithologischer Anzeiger 41: 201-206.
- Hoffmann, D. (2003): Artenschutzprojekt Wiesenweihe (*Circus pygargus*) des Landes Schleswig-Holstein. Bericht im Rahmen des Monitoringprojektes „Wildtierkataster Schleswig-Holstein (WTK)“, 29 S.
- Illner, H. (2009): Schutzprogramm für Wiesenweihen und Rohrweihen in Mittelwestfalen - Jahresbericht 2008 -. Hrsg. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. Biologische Station. http://www.grauwekiekendief.nl/pdf/ABU_2009_Weihenbericht_2008.pdf, 19 S. Abruf 27.4.2011.
- Joest, R. (2009): Hilfe für Wiesenweihe, Feldlerche und Co. Zur Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes für die Brutvögel der Hellwegbörde. ABU Info 31 / 32 (2008 / 2009): 20-29.
- Koks, B. J.; Trierweiler, C.; Visser, E. G.; Dijkstra, C.; Korndeur (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier *Circus pygargus*? Ibis 149: 575-586.
- Koks, B. J.; Visser, E. G. (2002): Montagu's Harriers *Circus pygargus* in the Netherlands: Does nest protection prevent extinction? Ornithologischer Anzeiger 41 (2/3): 159-166.
- Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitats der Wiesenweihe *Circus pygargus* in einer mitteleuropäischen Agrarregion. Ornithologischer Anzeiger 47: 51-65.
- LANIS RLP / Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz: <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V037>. Abruf am 27.11.2015.
- LANUV, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Wiesenweihe (*Circus pygargus* (L.)). <http://ffh-arten.naturschutzinformationen.nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/schutzziele/103019>. Stand der fSeite: 2010, Abruf 02.06.2016.
- Liminana, R.; Arroyo, B. E.; Surroca, M.; Urios, V.; Reig-Ferrer, A. (2011): Influence of habitat on nest location and reproductive output of Montagu's Harriers breeding in natural vegetation. Journal of Ornithology 152 (3): 557-565.
- Matthes, W. (2011): Zum Vorkommen der Wiesenweihe (*Circus pygargus*) bei Kriegsfeld - Ein Beitrag zur Förderung und Erhaltung der Artenvielfalt in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz, Beiheft 42: 165-184.
- Mebs, T.; Schmidt, D. (2014): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände: 270-279.
- Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 212-217.
- NLWKN (Hrsg.) (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Wiesenweihe (*Circus pygargus*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S. Stand November 2011. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 01.06.2016.

- Rattinger, K. (2002): Vorschläge für die Erarbeitung eines Bewertungsschlüssels für agrarisch geprägte Lebensräume der Wiesenweihe *Circus pygargus*. Ornithologischer Anzeiger 41 (2/3): 135-142.
- Ryslavy, R. (2000): Herausragender Massenschlafplatz von Rohr- und Wiesenweihen im Europäischen Vogelschutzgebiet (SPA) Belziger Landschaftswiesen im Jahr 1999. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 9 (4): 136-139.
- Schlaich, A. E.; Klaassen, R. H. G.; Bouten, W.; Both, C.; Koks, B. J. (2015): Testing a novel agri-environment scheme based on the ecology of the target species, Montagu's Harrier *Circus pygargus*. Ibis 157 (4): 713-721.
- Schlaich, A. E.; Klaassen, R. H. G.; Koks, B. J. (2017): 25 Jahre Schutz der Wiesenweihe *Circus pygargus* in den Niederlanden – was können wir daraus lernen? Vogelwelt 137: 343-350.
- Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6: Krautsäume, Borde und Altgras.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Simon, L. (2014): Vom sektoralen Artenschutz zum überregionalen, vorsorgenden Artenschutzprogramm- Eine Analyse anhand "Agrar-Arten" Wiesenweihe (*Circus pygargus*) und Kornweihe (*Cyrcus cyaneus*) in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12 (4): 1497-1514.
- Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.
- Trierweiler, C.; Drent, R. H.; Korndeur, J.; Koks, B. J. (2010): Home range size and habitat selection of the endangered Montagu's harrier *Circus pygargus* in NW-Europe: implications for conservation. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 47-67.
- Watzke, H. (2003): Kleinsäuger. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (Hrsg.): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag Wiebelsheim, S. 63-64.

1.74 Ziegenmelker (*Caprimulgus europaeus*)

Ziegenmelker *Caprimulgus europaeus* ID 127

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Ziegenmelker hat seinen Nistplatz an meist vegetationslosen oder –armen Stellen auf dem Boden. Ein Nest wird nicht gebaut (BAUER et al. 2005:737). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Tagsüber ruhen Ziegenmelker am Boden oder in Bodennähe, z.B. auf Baumstümpfen oder auf armstarken Baumästen (BAUER et al. 2005: 736). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Ziegenmelker bewohnt im Brutgebiet die verschiedensten Heide- und Waldbiotope von Sanddünen über Moorflächen, Wacholderheiden, Kiefernwälder, Windwurfflächen bis zu reinem Laubwald. Die heute in Mitteleuropa weithin vorherrschende Bindung an offene Kiefernforste dürfte eine Folge der Waldbaumaßnahmen sein (auf ertragsarmen Böden verbreitete Förderung der Kiefer). Weiterhin profitierte der Ziegenmelker zumindest lokal von der Kahlschlagwirtschaft (z. B. DIEHL 1997: 2 für Hessen, HÖLZINGER & BOSCHERT 2001: 293 für Baden-Württemberg). Insgesamt scheint die Biotopstruktur wichtiger als die pflanzliche Artenzusammensetzung eines Bestandes (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 653f; VERSTRAETEN et al. 2011; z.B. Besiedlung auch von strukturell geeigneten Robinien- und Edelkastanienbeständen in RLP: HÖLLGÄRTNER 2004). Wichtig sind als Nistplatz weitgehend vegetationslose, trockene Stellen (z.B. vegetationsfreie oder mit Nadeln / Laub bedeckte Bereiche, Sandwege). Die Brutortstreue kann hoch ausgeprägt sein (BAUER et al. 2005: 735) bis hin zur Nistplatztreue (SCHLEGEL 1969: 32 f.). Zu stark verbuschte Flächen werden sukzessive als Brutstandorte aufgegeben (JÖBGES & CONRAD 1999:35, RAAB 2007: 140).
- Günstig für eine Besiedlung ist zum einen ein offener Heide- oder Heidewaldcharakter mit entsprechend dürrtigem oder sehr lückigem Oberbestand (lückiger Altholzbestand, idealerweise lückige „Kiefernheide“) oder, in Wald- und Forstbeständen mit mehr oder weniger vollem Kronenschluss, das Vorhandensein weitgehend offener Bereiche für die Nahrungssuche (z.B. Lichtungen, Kahlschläge, Aufforstungen, junge Schonungen oder Sandwege) (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 653, RAAB 2007: 140, SCHLEGEL 1969: 62). Der Jungwuchs und krautige Bodenvegetation ist im Durchschnitt weniger als 1 m hoch. Einzelne Überhälter oder höhere Jungwuchsgruppen werden toleriert, dagegen werden ältere Schonungen (bis über 5 m hoch) nur selten angenommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 653, SCHLEGEL 1969: 62).
 - Einige Maßnahmen des „naturnahen Waldbaus“ haben auf den Ziegenmelker und andere Arten, die auf ausgedehnte Lückensysteme angewiesen sind, negative Auswirkungen (KLAUS 2009): Durch die Unterpflanzung von lückigen Kiefernwaldbeständen mit jungen Laubbäumen können für den Ziegenmelker Lebensräume verloren gehen (IDELBERGER & WAGNER 2010).
- Als Nahrungshabitat sind nachfalterreiche, offene Bereiche wichtig, die eine Flug- oder Ansitzjagd ermöglichen. Die Insekten werden dabei von unten angefliegen: Offenbar kann der Ziegenmelker vorüberfliegende Insekten gegen den in der Dämmerung und Nacht noch relativ hellen Himmel besser erkennen als gegen die dunkle Erde als Hintergrund (SCHLEGEL 1969: 60). Für die Flugjagd zu dichte Waldbestände können dagegen auch bei Nachfalterreichtum nicht zur Nahrungssuche genutzt werden (SIERRO et al. 2001: 330).

- WICHMANN (2004, Österreich) betont die Bedeutung des randlichen Vorkommens von als Singwarte geeigneten Bäumen für die Besiedlung von Freiflächen. Die Männchen nutzten hierzu die unteren Äste der Baumkrone.
- Die Bodenschicht ist in der Regel so beschaffen, dass sie die tags eingestrahlte Wärme mit Einbruch der Nacht an darüberliegende Luftschichten, in denen der Ziegenmelker jagt, abgibt. In Mitteleuropa erfüllt Sandboden diese Bedingung am besten, schwerer Lehm oder staunasser Auboden am schlechtesten. Geeignet sind auch Moorbiotope mit sich rasch aufwärmenden Torfflächen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994: 653, LWF 2009: 1).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Insbesondere vor der Eiablage können von Ziegenmelkern Nahrungsräume in teils gemeinschaftlicher Nutzung außerhalb der Brutreviere aufgesucht werden (durchschnittlich 3,1 km Entfernung nach ALEXANDER & CRESSWELL 1990 in Südwestengland, vermutlich Ausnutzung einzelner ergiebiger Nahrungsquellen), während ansonsten die Nahrungssuche schwerpunktmäßig im Revier stattfindet (z.B. GREEN 1995 zit. bei WICHMANN 2004: 72).
- BRIGHT et al. (2007) und DAUNICHT (1985: 117) gehen insgesamt davon aus, dass die Besiedlungswahrscheinlichkeit einer Fläche steigt, je näher sie an einer bereits besiedelten Fläche liegt, jedoch bestehe bezüglich der Ausbreitungsleistungen (Dispersal) des Ziegenmelkers noch Forschungsbedarf (BRIGHT et al. 2007: 13). Die Autoren empfehlen eine Verringerung der Isolation in Räumen mit nur kleinen Heidegebieten durch Einrichtung von Trittsteinbiotopen zur Erhöhung der Austauschbewegungen (ebd.: 13).
- Der Rufkontakt zwischen den Revieren spielt eine besondere Rolle, daher sollten die potenziellen Teilhabitate nicht weiter als 400 m voneinander entfernt sein (BRÜNNER mündl. 2007 in LWF 2009: 3).
- LWF (2009: 3) geben als Richtwert für die Größe des Brutplatzes 10 m² an.
- Bei optimalen Bedingungen beträgt die Größe des Reviers 1-1,5 ha (BRÜNNER 2006 in RAAB 2007: 140, LWF 2009: 3). Lichtungen < 0,7 ha wurden bei WICHMANN (2004) in Österreich nicht besiedelt.

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von lichten Waldbeständen auf Sandboden (W2.1, W3.2, W4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Infolge von Nutzungsaufgabe oder – umstellung (z.B. Aufwachsen und Sukzession von jungen lichten Aufforstungen, Zuwachsen von Wegen und Lichtungen (BAUER et al. 2005: 735), Rückgang der zumindest lokal für die Art bedeutsamen Kahlschlagwirtschaft im Zuge des naturnahen Waldbaus (z.B. DIEHL 1997) gehen vielfach Lebensräume des Ziegenmelkers verloren. In der Maßnahme werden für den Ziegenmelker grundsätzlich bereits geeignete, aber z.B. durch Verbrachung / Gehölzaufwuchs suboptimal ausgeprägte Brut- und Nahrungshabitate durch Auflichtung bzw. lokale Kahlschläge optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzliche Habitateignung vorhanden (Beschreibung siehe oben). Bestände sind aber durch Verbrachung, Verkräutung, Gehölzaufwuchs, fehlende freie Bodenstellen o.a. aktuell suboptimal für den Ziegenmelker ausgeprägt.
- Bodenstandorte mit guter Erwärmbarkeit und geringem Nährstoffgehalt, idealerweise Sandböden (BAUER et al. 2005: 736) und Sonnenexposition.
- Möglichst nahe zu bestehenden Ziegenmelker-Vorkommen (nicht weiter als 400m entfernt).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Der Flächenumfang soll mindestens der lokal ausgeprägten Reviergröße entsprechen und mind. 1,5 ha groß sein (BRÜNNER 2006 in RAAB 2007: 140, HÖLZINGER & BOSCHERT 2001: 292, LWF 2009:3). Breite von Lichtungen > 50 m (WICHMANN 2004).
- Entwicklung und Pflege eines halboffenen Charakters von Waldbeständen (insbesondere Kiefer und Eiche). BRÜNNER (2006, zit. bei RAAB 2007: 148) gibt einen Zielwert des Bestockungsgrades zwischen 0,5 und 0,7 für den Kronenschluss an (die Baumkronen bedecken die Hälfte bis knapp Dreiviertel der Fläche). Maßnahmenmöglichkeiten:
 - Auslichtung in zugewachsenen, ansonsten geeigneten Beständen (Bauer et al. 2005: 736, BRÜNNER 2006, zit. bei RAAB 2007: 148, REBHAN 1995: 19).
 - Entwicklung und Pflege von Lichtungen, breiten Schneisen und weiteren Freiflächen (BAUER et al. 2005: 736, DAUNICHT 1985: 116, VERSTRAETEN et al. 2011).
 - Schaffung von neuen offenen Stellen durch kleine Kahlschläge (HMUELV 2009: 98, IDELBERGER & WAGNER 2010A, B, REBHAN 1995: 20, SIERRO et al. 2001: 330, kleine Schirmschläge (RAAB 2007: 148) bzw. „großzügiges Auslichten“ (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001: 292, DAUNICHT 1985: 116). Keine Kahlschläge oder starke Auflichtungen in für andere Arten bedeutsamen Altholzbeständen.
 - Schaffung lichter und aufgelockerter Waldrand- und Übergangsbereiche, insbesondere von Kiefern- und Pionierwäldern durch Zurückverlegung und starke Auflichtung von Waldrändern (NLWKN 2011).
- Belassen von Überhältern als Sing-, Ansitz- und Ruhewarten (DIEHL 1997 :1, HMUELV 2009: 98, JÖBGES & CONRAD 1999: 35).
- Keine Unterpflanzung des lückigen Altholzbestandes mit jungen (Laub-) Bäumen (IDELBERGER & WAGNER 2010).
- Entwicklung und Pflege von offenen Bodenstellen an den Freiflächen (NLWKN 2011, VERSTRAETEN et al. 2011), Förderung von Pionierstandorten an Wegrändern oder Böschungen (REBHAN 1995: 19). Vegetationsarme Flächen können durch Abschieben der Vegetation in mehrjährigem Turnus im Zuge forstlicher Wegebau- und Unterhaltungsmaßnahmen bzw. Kulturbegründungsmaßnahmen oder bei der Anlage von Feuerschutzstreifen (s. u.) regelmäßig neu geschaffen werden (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001: 292). Empfohlen werden pro Hektar mindestens 5 jeweils 5 m² große offene Flächen (BAUER 1976 in DAUNICHT 1985: 116).
- Schaffung / Erhalt möglichst breiter Sand-Waldwege und Waldwegränder, d.h. neben der normalen Waldwegbreite den Waldrand auf jeder Seite einige Meter zurücksetzen / auf den ersten Waldmetern auflichten und nur eine lichte Bepflanzung mit nicht zu dichter Bodenbedeckung zulassen. Keine Wegebefestigung (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001: 292). Dies kann auch mit der Anlage und Pflege von Brandschutzstreifen kombiniert werden (DAUNICHT 1985: 116, RAAB 2007).
- Erhalt / Förderung des in der Fläche vorhandenen Totholzes (Insektennahrung, DAUNICHT 1985: 116).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Regelmäßige Schaffung von vegetationsfreien Flächen; Offenhaltung der Bestände: Rückschnitt aufwachsender Vegetation.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Keine Durchforstungsmaßnahmen und Kronenholz-Aufarbeitung zur Brutzeit (Anfang Mai – Mitte August) (BRÜNNER 2006, zit. bei RAAB 2007: 148).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auflichtungen vorhandener Gehölzbestände kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren nach Durchführung der Pflegemaßnahme.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Ziegenmelker sind in der Lage, sofort oder innerhalb weniger Jahre z.B. Windwürfe zu besiedeln (SCHNEIDER 1980: 450 in Rheinland-Pfalz; spontane Besiedlung von Windwürfen in Hessen bei DIEHL 1997: 3, Hessen: 5-6 Paare in 1992 auf Windwurfflächen von 1990; Besiedlung der großflächigen Waldbrand-Flächen (1975) in der Lüneburger Heide 1 Jahr nach dem Waldbrand: DAUNICHT 1985: 106). Die Maßnahme wird von z.B. BAUER et al. (2005: 736), HÖLZINGER & MAHLER (2001: 292), LANIS (o.J.), NLWKN (2011: 5) empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF Maßnahme geeignet

2. Entwicklung und Pflege von halboffenen Heiden, Sandtrockenrasen und Moorrändern (O4.2, O4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Infolge von Nutzungsaufgabe oder -umstellung (z.B. Sukzession (Gehölzaufwuchs) auf halboffenen Sandtrockenrasen, auf Heiden und an Moorrändern (BAUER et al. 2005: 735) gehen vielfach für den Ziegenmelker geeignete Lebensräume verloren. In der Maßnahme werden für den Ziegenmelker grundsätzlich bereits geeignete, aber z.B. durch Verbrachung / starken Gehölzaufwuchs suboptimal ausgeprägte Brut- und Nahrungshabitate durch Pflegemaßnahmen optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzliche Habitateignung vorhanden (Beschreibung siehe oben). Bestände sind aber durch Verbrachung, Verkräutung, Gehölzaufwuchs, fehlende freie Bodenstellen o.a. aktuell suboptimal für den Ziegenmelker ausgeprägt.
- Bodenstandorte mit guter Erwärmbarkeit und geringem Nährstoffgehalt, idealerweise Sandböden (Sandmagerrasen, Heideflächen) Sonnenexposition. Bei Moorflächen: Habitatkomplexe aus hochgelegenen, infolge der Moorentwässerung austrocknenden und sich daher stark erwärmenden Torfflächen. Neben (ggf. herzustellenden) Rohbodenstellen müssen Saumstrukturen mit locker stehenden Bäumen vorhanden sein (bzw. infolge der Auflichtung als Maßnahme herzustellen). Vorteilhaft sind angrenzende offene insektenreiche Habitate wie Heideflächen und / oder gewässerreiche Moorflächen.
- Möglichst nahe zu bestehenden Ziegenmelker-Vorkommen (nicht weiter als 400m entfernt).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Der Flächenumfang soll mindestens der lokal ausgeprägten Reviergröße entsprechen und mind. 1,5 ha groß sein (BRÜNNER 2006 in RAAB 2007: 140, HÖLZINGER & BOSCHERT 2001: 292, LWF 2009:3).
- Auflichtung von starkem Gehölzaufwuchs (Büsche, Bäume) auf Sandtrockenrasen, Heideflächen und an Moorrändern (BAUER et al. 2005:736). Erhalt locker stehender Überhälter als Singwarten.
- Entwicklung und Pflege einer lückigen, niedrigen Bodenvegetation mit offenen Stellen. Empfohlen werden pro Hektar mindestens 5 jeweils 5 m² große offene (vegetationsfreie) Flächen (BAUER 1976 in DAUNICHT 1985: 116).
- Offenhalten von halboffenen Heideflächen, Sandmagerrasen und Moorrändern zur Förderung einer großen Strukturvielfalt: Offenhaltung durch Beweidung je nach Standortbedingungen mit Schafen (z.B. Heide- oder Moorschnucken), Ziegen, Rindern oder Pferden; bei Heideflächen ggf. Einsatz von Feuer (NLWKN 2011). Ggf. Mosaikmahd von kleinen Teilflächen, v.a. in vergrasteten Heidebeständen. Kleinflächig Schaffung freier Sand- oder Torfstellen (NLWKN 2011, z.B. durch Plaggenhieb auf Sandböden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Offenhaltung der Bestände: Rückschnitt aufwachsender Vegetation, Freihaltung offener Bodenstellen

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auflichtungen vorhandener Gehölzbestände kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren nach Durchführung der Pflegemaßnahme.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Ziegenmelker sind grundsätzlich in der Lage, auch kurzfristig z.B. neu entstandene Windwurfflächen zu besiedeln (SCHNEIDER 1980: 450, DIEHL 1997: 3). Die Maßnahme wird z.B. in BAUER et al. (2005: 737), LANIS RLP (o.J.), LANUV (o.J.), NLKWN (2011: 5) empfohlen.
- Wissenschaftliche Nachweise von umgesetzten Maßnahmen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF Maßnahme geeignet

Fazit: Für den Ziegenmelker bestehen mit der Entwicklung und Pflege suboptimal ausgeprägter Lebensräume Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen.

Quellen:

- Alexander, I.; Cresswell, B (1990): Foraging by Nightjars *Caprimulgus europaeus* away from their nesting areas. *Ibis* 132: 568-574.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.
- Bright, J. A.; Langston, R. H. W.; Bierman, S. (2007): Habitat associations of nightjar *Caprimulgus europaeus* breeding on heathland in England. RSPB Research Report No 25, October 2007. 26 S.
- Brünner, K. (2006): Der Ziegenmelker im südlichen Reichswald. – Dokumentation und Auswertung. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt.
- Daunicht, W. (1985): Zum Vorkommen des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) in Schleswig-Holstein und auf der „Fahlen Heide“ in Niedersachsen. *Corax* 11: 97-120.
- Diehl, O. (1997): Ziegenmelker – *Caprimulgus europaeus* Linné 1758. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung, 13 S.
- Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) (2009): Erfassung & Bewertung von Arten der VS-RL in Bayern. Stand Januar 2009, Entwurf: 1-5.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.
- Höllgärtner, M. (2004): Bemerkenswerte Brutvorkommen des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) außerhalb geschlossener Wälder in Robinien- und Edelkastanienwäldchen und Gärten der Weinbauzone und in den Flugsandgebieten der Pfalz in den Jahren 2003 und 2004. *Fauna Flora Rheinland-Pfalz* 10(2): 439-449.
- Idelberger, S.; Wagner, M. (2010): ... aus der Geschäftsstelle Süd: Ziegenmelker. *GNOR Info* 110: 6-7.
- Jöbges, M.; Conrad, B. (1999): Verbreitung und Bestandssituation des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) und der Heidelerche (*Lullula arborea*) in Nordrhein-Westfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 2 / 1999: 33-40.
- HMUELV / Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2009): *Natura 2000 praktisch in Hessen. Artenschutz im Lebensraum Wald*: 96-98.
- Hölzinger, J.; Boschert, M. (2001): *Caprimulgus europaeus* Linnaeus, 1758 Ziegenmelker (Nachtschwalbe). In Hölzinger, J.; Mahler, U. (Bearb.): *Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.3: Nicht-Singvögel 3. Pteroclididae (Flughühner) – Picidae (Spechte)*. Ulmer Verlag, Stuttgart, S. 262-293.
- Klaus, S. (2009): Vogelschutz in Laubwäldern – was bringt die Biodiversitätsstrategie? *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 46 (3): 102-105.
- LANIS RLP / Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz: <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V039>. Abruf am 30.11.2015.
- LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Naturschutz-Fachinformationssystem NRW: <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/vogelarten/schutzziele/103190>. Abruf am 30.11.2015.
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2011): *Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Ziegenmelker (Caprimulgus europaeus)*. Stand Juni 2009. – *Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz*, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&psmand=26, Abruf 1.10.2015.
- Raab, B. (2007): Lebensraumnutzung des Ziegenmelkers (*Caprimulgus europaeus*) im Manteler Forst. *Berichte zum Vogelschutz* 44: 139-149.
- Rebhan, H. (1995): Zur Situation der nordostbayerischen Binnendünen aus der Sicht des Naturschutzes. *Artenschutzreport* 5: 16-21.
- Schlegel, R. (1969): *Der Ziegenmelker (Caprimulgus europaeus L.)*. Die Neue Brehm-Bücherei Band 406. Westarp Wissenschaften, Magdeburg (Reprint 1995).
- Schneider, W. (1980): *Der Ziegenmelker (Caprimulgus europaeus) bei Bad Kreuznach*. *Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz* 1: 450-454.
- Sierro, A.; Arlettaz, R.; Naef-Dainzer, B.; Strebler, S.; Zbinden, N. (2001): Habitat use and foraging ecology of the nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in the Swiss Alps: towards a conservation scheme. *Biological Conservation* 98: 325-331.
- Verstraeten, G.; Baeten, L.; Verheyen, K. (2011): Habitat preferences of European Nightjars *Caprimulgus europaeus* in forests on sandy soils. *Bird Study* 58 (2): 120-129.
- Wichmann, G. (2004): Habitat use of nightjar (*Caprimulgus europaeus*) in an Austrian pine forest. *Journal of Ornithology* 145 (1) 69-73.

1.75 Zippammer (*Emberiza cia*)

Zippammer *Emberiza cia* ID 145

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Zippammer legt ihr Nest am Boden, in dichten Ranken, Stauden oder Büschen, aber auch in Felsspalten, Weinbergsmauern sowie zwischen Blöcken und Geröll an. Die Nester sind durch Pflanzen gut gegen Sicht geschützt. Die Reviertreue ist hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005: 591). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Zippammern übernachten frei sitzend in dichten Büschen oder Gehölzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997: 1550). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren

- Allgemein sind südexponierte, felsdurchsetzte trockenrasenartige Habitate mit lockerer Baum-Strauch-Struktur für die Zippammer relevant (SCHUPHAN 2011b: 134).
- Die Zippammer bewohnt in RLP v. a. trockene und warme Steilhänge. Im nördlichen RLP (Moseltal) besiedelt sie sonnige Weinberge mit Büschen und felsigen Brachen, im Süden waren bis in die 1980er Jahre darüber hinaus auch steinige, nicht immer in südliche Richtung exponierte Hänge des östlichen Pfälzerwaldes (Kahlschläge mit jungen Baumkulturen an steilen Bergflanken inmitten ausgedehnter Forste) besiedelt (BRAUN & GROH 1991: 248). Letztere Vorkommen gelten inzwischen als erloschen (SCHUPHAN & GRIMM 2012: 703).
- Nordexponierte Hänge werden in RLP meist gemieden. Zum Habitat der Zippammer in den meist steilen Weinbergslagen der Flußtäler gehören neben Weinbergen auch spärlich bewachsene Felsheiden, Geröllhalden, Steinbrüche, v. a. aber ehemalige Weinbergflächen verschiedener Sukzessionsstadien (BRAUN & GROH 1991: 249).
- Vertikale Gliederungselemente wie Weinbergspfähle, Einzelbüsche, Weinbergsmauern, Felsvorsprünge etc. sind für die Revierabgrenzung und –verteidigung von Bedeutung (BAUER et al. 2005: 590; BRAUN & GROH 1991: 249). Gebüsch- oder Gehölzgruppen haben weiterhin eine Funktion als Sitzwarte, Singwarte, Schattenspende (Verhinderung der Überhitzung; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1997: 1540) sowie als Nahrungshabitat (SCHUPHAN 2014: 14).
- Flächig hoch aufgewachsene Bodenvegetation wird gemieden (MEßLINGER 2004: 247; SCHUPHAN 2014: 14 ff.); einzelne Bereiche höherer und dichter Vegetation sind aber für die Nestanlage wichtig.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

- SCHUPHAN (2011a: 73, 2011b: 135) schließt aus der früheren zeitweisen Besiedlung von Fichtenkahlschlägen am Ostabfall des Pfälzerwaldes und nicht gleichzeitig der dortigen Weinbergterrassen, dass die Besiedlung des Pfälzerwaldes von den gebirgsangepassten Zippammervorkommen der südlich gelegenen Vogesen erfolgte und nicht von den wärmeangepassten nördlich liegenden mittelrheinischen Zippammervorkommen. Auf diese unterschiedliche Bevorzugung von Habitatstrukturen muss bei der Maßnahmenkonzeption ggf. künftiger Vorkommen auf kahlschlagähnlichen Biotopen geachtet werden.

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Habitaten (Entbuschung) (O1.2.3, O5.4.1, RLP 13)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Günstige Habitatstrukturen für die Zippammer stellen steile, südexponierte Weinterrassen (z.B. Querbau-Fahrtterrassen) o. a. Hänge dar, die durch Randstrukturen (felssteppenartige Steilbereiche mit einzelnen Büschen, Gehölzen, Trockenmauern) zwischen Weinbergflächen aufgelockert sind. Bei Aufgabe der Nutzung verlieren die verbuschten Bereiche ihre Habitatsignung. In der Maßnahme werden verbuschte Weinbergssteillagen für die Zippammer optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Meist aufgelassene Weinberge mit Hangneigung mind. 30 %, besser Steillagen > 40 % (SCHUPHAN 2014: 25; Bereiche mit Hangneigung 30-40 % werden seltener besiedelt), starke Verbuschung, zugewachsene Felsbereiche oder Trockenmauern; in Einzelfall auch andere Standorte wie Steinbrüche.
- Möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen (Orientierungswert ≤ 1 km; bei hoher lokale Vernetzung z. B. im Moseltal auch mehr)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Entwicklung und Pflege eines Habitatkomplexes mit mosaikartiger Verteilung von Weinbergen, alten Mauern, Felsbereichen, lockeren Gebüschgruppen (BAUER et al. 2005: 590; SGD Nord 2016; SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 694)
- Entbuschung zugewachsener Hänge, Gebüschanteil maximal 40 % (SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 694; SCHWABE & MANN 1990: 39) mit mosaikartigem Erhalt einzelner Gehölze / Gebüsche als Schattenplatz, Sitz- und Singwarte sowie kleinräumig verteilt Bereiche höherer und dichter krautiger Vegetation als Nistplatz.
- Freistellung und Sanierung von Trockenmauern (FUCHS & MACKE 2002: 265); Freistellung vorhandener Felsbereiche (SCHUPHAN 2011d: 67).
- Offenhaltung durch Beweidung z. B. mit Ziegen (MEßLINGER 2004: 248), wobei die Umsetzbarkeit v. a. in schwer zugänglichen Lagen an ihre Grenzen stoßen kann. Nach FÖA (2014: 128) lohnen sich Beweidungsvorhaben meist nur langfristig, da der Aufwand für kurzfristige Vorhaben zu hoch ist und die Auswirkungen erst nach mehreren Beweidungsdurchgängen wirksam werden. Die Kupferbelastung des Bodens darf nicht zu hoch sein. Stark mit Trockenmauern durchsetzte Bereiche sind sensibel wegen Trittschäden gegenüber Beweidung. Wichtige Mauerkomplexe sind daher bei Beweidung ggf. auszuzäunen und manuell zu pflegen.
- SCHUPHAN (2011c: 139; 2011d: 67; 2014: 25) empfiehlt als Alternative zur Beweidung nach der Entbuschung die Übernahme der Fläche in extensive Weinbaunutzung, da dies eine dauerhafte und kostengünstige Lösung darstelle. Die Weinbaunutzung (auch Querbau-Anlagen mit Fahrtterrassen im Steillagenweinbau) soll folgende Elemente enthalten:
 - Verbot des ganzflächigen Einsatzes von Herbiziden, möglich ist ein gezielter Einsatz z. B. zur Offenhaltung des Unterstockbereiches (SCHUPHAN 2014: 14 ff.).
 - Begrünung (bei Offenhaltung des Bereiches unmittelbar unter den Stöcken) oder Begrünung jeder zweiten Rebgasse. Durch diesen Wechsel zwischen begrünenden und unbegrünenden Flächen wird die Vielfalt der Nahrungstiere erhöht. Durch Mulchen oder Schlegeln ist die Vegetation (günstigenfalls streifenweise) niedrig zu halten bis auf mosaikartige Bereiche zur Nestanlage, s. o. Dadurch werden die niedrig wachsenden Wildkräuter gefördert und hoch aufstrebende Gräser unterdrückt. Selbstbegrünung ist einer Einsaat vorzuziehen. Die Schnitthöhe soll > 5 cm liegen (SCHLOTMANN & DIETRICH 2012: 695).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Dauerhafte Maßnahmen zur Offenhaltung, idealerweise über extensive Weinbaunutzung / Querterrassenweinbau sowie Entbuschungen; Durchführung außerhalb der Brutzeit (ca. Mitte März bis Anfang Juni).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Ausgehend von den Literaturbelegen (s. u.) wird eine Wirksamkeit innerhalb von 2 bis 3 Jahren veranschlagt.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die o. g. Maßnahmenbestandteile werden in der Literatur zahlreich genannt (z. B. zur Entbuschung: BAUER et al. 2005: 590; BERCK 1995: 7, FUCHS & MACKE 2002: 265; HÖLZINGER 1997: 792; MUEEF o. J.; SCHUPHAN 2011c: 139; STIEHLS 2013: 450).
- Es liegen Wirksamkeitsnachweise vor: Nach FUCHS & MACKE (2002: 265) führten Entbuschungen und die Freistellung von Weinbergsmauern im Langfigtal (RLP) zu einer Wiederbesiedlung innerhalb von 2 Jahren. SCHUPHAN (2007: 299) berichtet vom Oberen Mittelrhein, wie nach Freistellung verbuschter Bereiche und Neubestockung mit Reben sich „unmittelbar“ ein Zippammerrevier ansiedelte. Entbuschungsmaßnahmen und anschließende Nutzung als extensive Steillagen-Weinbergsbereiche mit o. g. Maßnahmenkomponenten (Hessisches Integriertes Agrarumweltprogramm HIAP, Maßnahme „Weinbau in Steillagen“) führten am Mittelrhein zu kurzfristigen Wiederbesiedlungen (SCHUPHAN 2014: 16 ff.).
- Aufgrund der Empfehlungen in der Literatur und mehrfacher Nachweise wird von einer hohen Eignung als vorgezogener Ausgleichsmaßnahme ausgegangen.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Neuschaffung von Habitaten (Strukturierung) (O3.1, O4.1.3, O4.4.4, RLP13)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Günstige Habitatstrukturen für die Zippammer stellen steile, südexponierte Weinterrassen o. a. Hänge dar, die durch Randstrukturen (felssteppenartige Steilbereiche mit einzelnen Büschen, Gehölzen, Trockenmauern) zwischen Weinbergflächen aufgelockert sind. Durch Flurbereinigungsmaßnahmen sind viele Weinberge aufgrund von Strukturarmut nicht mehr für die Zippammer geeignet. In der Maßnahme werden durch strukturelle Aufwertungen monotone Weinbergslagen optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Intensiv genutzte, strukturarme Weinberge mit Hangneigung mind. 30 %, besser Steillagen > 40 % (SCHUPHAN 2014: 25; Bereiche mit Hangneigung 30-40 % werden seltener besiedelt).
- Lokal Möglichkeit zur Anpflanzung von Büschen, d. h. tiefgründigere Bereiche

- Möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen (Orientierungswert ≤ 1 km; bei hoher lokale Vernetzung z. B. im Moseltal auch mehr)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Strukturierung der Weinbergflächen durch ein Mosaik von Trockenmauern, Gebüschinseln und Pfählen (Sitz- und Singwarten), Brachen bzw. Bereichen mit hoher krautiger Vegetation (Nestanlage). Orientierungswerte pro Revier (fachgutachterliche Einschätzung):
 - mind. 100m Länge Trockenmauern,
 - Gebüschinseln (mind. 5) und Bereiche dichter krautiger Vegetation (Sitzwarte / Nestanlage) auf 5-10 % der Fläche überwiegend durch natürliche Sukzession, unterstützt durch Anpflanzung standortgemäßer Büsche wie Hundsrose, Roter Hartriegel, Schlehe, Weißdorn und Einsaat standortgemäßer krautiger Pflanzen wie Glatthafer, Zaunwinde, Rainfarn, Wilder Majoran (ggf. unter voriger Bereitung eines Bodenbettes).
 - mind. 10 Holzpfähle mit Höhe 1,5 m bis 2,5 m verteilt über die Fläche.
- Durchführung einer extensiven Weinbaunutzung (siehe Maßnahme 1).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- extensive Weinbaunutzung (vgl. Maßnahme 1).
- insbesondere in den ersten Jahren ist eine intensive Pflege der Gebüsch notwendig (z. B. Wässerung).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Geschwindigkeit der natürlichen Sukzession ist stark von der Flachgründigkeit der Standorte abhängig (z. B. MERZ 1993: 100ff.; bei FIEGLE (2017:61) nach Einstellung der Weinbergsnutzung beginnende Gehölzentwicklung durch Sukzession auf feinerde- und nährstoffreichem Rigosol nach 8 Jahren, auf trocken-warmen grobschuttrereichem Rigosol hielten sich Dürrwurz-Glatthafer-Pionierrasen bis 15 Jahre). Unter günstigen Bedingungen wird eine Zeitdauer von bis zu 5 Jahren angenommen (Entwicklung lokaler Bereiche mit krautiger Vegetation durch Sukzession; Anwachsen von angepflanzten standortgemäßen Gebüsch). Bei flachgründigeren oder anderweitig extremen Standorten ist von einer längeren Entwicklungszeit auszugehen. Ob die benötigten Strukturen lokal innerhalb von 5 Jahren herstellbar sind, bedarf einer Einzelfallprüfung.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Maßnahmen zur strukturellen Aufwertung intensiv genutzter, strukturloser Weinberge werden in der Literatur genannt (z. B. BAUER et al. 2005: 590; BERCK 1995: 7; STIEHLS 2013: 450). Belege zur Wirksamkeit der Maßnahme liegen nicht vor, die Maßnahme ist aus der Artökologie jedoch plausibel.
- Ob die für die Zippammer benötigten Strukturen innerhalb von 5 Jahren herstellbar sind, ist stark vom Standort abhängig.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel bis hoch

Fazit: Für die Zippammer bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in verbuschten, strukturierten Hangebereichen (im Regelfall Weinberge). Die Aufwertung von strukturlosen, intensiv genutzten Weinbergen ist ebenfalls möglich, führt aber bezüglich der Entwicklungszeit von Gehölzen ggf. zu einer mittelfristigen Entwicklungsdauer.

Quellen:

- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- Berck, K.-H. (1995): Zippammer *Emberiza cia* Linne 1766. In Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 2. Lieferung, 7 S.
- Braun, M.; Groh, G. (1991): Die Zippammer *Emberiza cia* Linnaeus, 1766. In Kinzelbach, R.; Niehuis, M. (Hrsg.): Wirbeltiere. Beiträge zur Fauna von Rheinland-Pfalz. Mainzer Naturw. Archiv Beiheft 13: 247-251.
- Fiegle, M. (2017): Weinbergsbrachen in den rechtsseitigen Moselnebtälern im Trierer Stadtgebiet. 20 Jahre vegetationskundliche Dauerbeobachtung. Mitteilungen Pollichia 998: 61-74.
- FÖA Landschaftsplanung GmbH (2014): Übersicht zum Erhaltungszustand der terrestrischen Biodiversität, insbesondere von gefährdeten Arten, in Steillagen im Weinbau vor dem Hintergrund der Luftanwendungen von Pflanzenschutzmitteln. Bearb. Uhl, R.; Hau, Y. Im Auftrag des Umweltbundesamtes Dessau-Roßlau, 186 S.
- Fuchs, F.-J.; Macke, T. (2002): Verbreitung der Zippammer (*Emberiza cia*) im Ahrtal. Ergebnisse der Revierkartierungen 1997 und 1999. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz Beiheft 27: 263-266.
- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1997): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 14 / 3. Passeriformes (5. Teil): Embrizidae – Icteridae. Ammern, Stärlinge. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 1243-1966.
- Hölzinger, J. (1997): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.2: Singvögel 2. Passeriformes – Sperlingsvögel: Muscicapidae (Fliegenschnäpfe) und Thraupidae (Ammertangaren). Ulmer-Verlag, 939 S.
- Meßlinger, U. (2004): Brutbestand, Lebensraum und Gefährdung der Zippammer *Emberiza cia* in Unterfranken 2002. Ornithologischer Anzeiger 43: 243-249.
- Merz, T. (1993): Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf Weinbergsbrachen am Gangelsberg bei Duchroth / Landkreis Bad Kreuznach. Mitteilungen der Pollichia 80: 27-245.
- MUEEF, Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz (ohne Jahresangabe): Steckbrief zur Art A378 der Vogelschutz-Richtlinie Zippammer (*Emberiza cia*). <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=vsg&pk=V040>, Abruf 01.02.2018
- Schlotmann, F.; Dietrich, E. (2012): Die Avifauna der Weinanbauggebiete in Rheinland-Pfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12 (2): 629-702.
- Schuphan, I. (2007): Langfristige Einflüsse von Pflegemaßnahmen, Flurbereinigung und Klimaerwärmung auf eine farbige Teilpopulation der Zippammer *Emberiza cia* L. am Mittelrhein. Vogelwarte 45: 299-300
- Schuphan, I. (2011a): Habitat-Strukturen und populationsdynamische Parameter einer Population der Zippammer (*Emberiza cia*): Nutzbare Basisdaten für zukünftige Zippammer-Managementpläne. Vogelwarte 49: 65-74.
- Schuphan, I. (2011b): Die Zippammer (*Emberiza cia*) – eine Vogelart, die große Klimaunterschiede ertragen kann. Vogelwarte 49: 129-136
- Schuphan, I. (2011c): Bestand der Zippammer *Emberiza cia* 2011 am Kallmuth bei Homburg am Main und am Main zwischen Karlstadt und Veitshöchheim. Ornithologischer Anzeiger 50: 133-141.
- Schuphan, I. (2011d): Bestand und Verbreitung der Zippammer *Emberiza cia* in Bayern im Bereich des Mains zwischen Karlstadt und Veitshöchheim und an der Fränkischen Saale bei Hammelburg 2009. Ornithologischer Anzeiger 50: 61-68.
- Schuphan, I. (2014): Biodiversitäts-Wirkkontrolle: Welchen Einfluss hat die EU-kofinanzierte HIAP Maßnahme „Weinbau in Steillagen“ (HIAP B7) (Verpflichtungsjahre 2010- 2014) auf die Zippammer (*Emberiza cia*)? Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. Aachen, 30 S. <http://docplayer.org/58347023->

Biodiversitätsstrategie-hessen.html Schuphan, I.; Grimm, F. (2012): Die Zippammer (*Emberiza cia*) in der Südpfalz - systematische Suche nach Vorkommen auf Kahlschlaghängen und Windwurfflächen im Pfälzer Wald. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Zeitschrift für Naturschutz 12 (2): 703-712

SGD Nord, Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord (2016): Natura 2000. Bewirtschaftungsplan (BWP_2012_23_N). Teil B: Maßnahmen. VSG 6210-401 „Nahetal.“ http://map.final.rlp.de/docs_kartendienste/BWP_2012_23_N/BWP_2012_23_N_Fachplan_Ma%C3%9Fnahmen.pdf, 31 S., Abruf 01.02.2018

Schwabe, A.; Mann, P. (1990): Montane Kahlschlagrasen (*Calamagrostis arundinacea*-*Senecio fuchsii*-Ges.) als Elemente von Zippammer (*Emberiza cia*) - Habitaten im Südschwarzwald. Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 50: 39-50.

Stiehls, D. (2013): Zippammer *Emberiza cia*. In Grüneberg, C.; Sudmann, S. R.; Weiss, J.; Jöbges, M.; König, H.; Laske, V.; Schmitz, M.; Skibbe, A. (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. LWL-Museum für Naturkunde Münster, S. 450-451.

1.76 Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*)

Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* ID 80

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Der Zwergtaucher legt sein Nest meist freischwimmend auf Pflanzenmaterial an, teilweise auch auf festem Boden, direkt am Wasser innerhalb von dichter Ufervegetation. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut, die Brutplatztreue kann bei gleichbleibend günstigen Standortbedingungen hoch ausgeprägt sein (KONTER & KONTER 2006). Oft finden sich Zwergtauchernester Jahre hindurch regelmäßig am selben Standort, wobei es sich aber nicht immer um die Nester desselben Paares handeln muss (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987 S. 152).

Flachgewässer sind mitunter von Revieren vollständig ausgefüllt (kolonieartiges Brüten), vor allem größere Gewässer mit offener Wasserfläche haben einen mehr oder weniger großen, nicht revierbesetzten neutralen Teil, in dem sich nichtbrütende oder eben brutfreie Altvögel und selbständige Jungtaucher ungestört aufhalten können (ebd. S. 157). Bei Kleingewässern ist daher das gesamte Gewässer als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen, bei größeren Gewässern (Seen) der zur Nestanlage genutzte Uferabschnitt mit einer Größe von > 1000 qm (in Anlehnung an besiedelte Kleingewässer bei IKEMEYER & SCHOMAKER 1996 S. 36).

Ruhestätte: Zwergtaucher ruhen auf dem Wasser oder auf dem Boden. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Im Hochsommer kommt es auch abseits der Brutplätze zu Mauserkonzentrationen (BAUER et al. 2005 S. 183). Im Winterhalbjahr besitzen die Zwergtaucher eines Gewässers einen oder mehrere Schlafplätze, die über Jahre hinweg stets am selben Ort liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987 S. 156). Diese tradierten und von Gruppen genutzten Gewässer werden als Ruhestätte abgegrenzt (siehe Formblatt Zwergtaucher – Rastvogel).

Die im folgenden beschriebenen Maßnahmen beziehen sich nur auf Brutvögel.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

● Vorkommen im Gemeindegebiet

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Brutbiotop zeichnet sich meist aus durch dichte Pflanzenbestände der Verlandungsgesellschaften (Röhricht, Binsen, Weiden) mit kleinen offenen Wasserflächen, geringe Wassertiefe, mäßig verkrauteten bzw. schlammigen Untergrund und klarem Wasser. Bevorzugt werden kleinere verlandende Kolke, Teiche und Weiher, Moor- und Feuchtwiesenblänken, Rieselfelder, Klär- und Schönungsteiche, Bergsenkungsgewässer und entsprechende Uferzonen größerer Gewässer sowie ruhige Abschnitte von Fließgewässern (MILDENBERGER 1982, SCHMITZ in NWO 2002). Da der Zwergtaucher nicht so tief tauchen kann wie andere Taucherarten, werden Flachgewässer mit 0,3 m bis 1 m Wassertiefe bevorzugt (ebd., nach WESTERMANN 1987 S. 758 bevorzugt 0,6 bis 1,2 m), zumindest im Winterhalbjahr werden auch tiefere Gewässer genutzt (WESTERMANN 1987 S. 758, nach VLOG 2007 S. 14 mit 2-3 m Tiefe).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Populationseinbrüche in Folge kalter Winter sind möglich (BAUER et al. 2005 S. 183, VLOG 2007 S. 14). Bei einer langjährigen Zählung in der Oberpfalz deuten sich zyklische Bestandsschwankungen an, die wahrscheinlich mit der Winterhärte zusammenhängen (SCHMIDTKE et al. 2001).
- Zwergtaucher können innerhalb einer Brutzeit umsiedeln und in einem anderen Gewässer Folgebruten starten. Damit können Gewässer auch im Juli und August noch neu besiedelt werden (SUDMANN et al. 2002).

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Gewässern (G1.1, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Zwergtaucher brütet an stehenden Binnengewässern mit meist dichten Pflanzen im Uferbereich und geringer Wassertiefe. In der Maßnahme werden geeignete Gewässer hergestellt oder bestehende Gewässer in ihrer Eignung optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Stillgewässer (an Fließgewässer kann es durch Wasserstandsschwankungen und starken Strömungen zu Brutverlusten kommen: KONTER 2004).
- Der Standort muss eine permanente Wasserführung gewährleisten mit einer Flachwasserzone zwischen 0,3 bis 1 m (2 m) zur Brut- und / oder Rastzeit sowie insbesondere bei Funktion als Bruthabitat ein Aufkommen von dichter Ufervegetation (Röhricht, Stauden etc.) ermöglichen. Bei Funktion als Rastgewässer soll das Gewässer nicht zufrieren.
- Kein Vorkommen von Fischen, die als Prädator vom Zwergtaucher auftreten können (z. B. Hecht: SACKL 1982, GROß 2000) oder von Fischen, die eine Gewässertrübung bewirken (z. B. wühlende Karpfen und Schleihen, BURKHARDT 1995 S. 10). [Ansonsten ggf. Kontrolle des Fischbestandes, s. u.](#)
- Standorte mit Sonnenexposition. Keine Kleingewässer im Wald, die nur eine begrenzte Sonneneinstrahlung erfahren, da ansonsten die Wassertemperatur zu gering ist (WESTERMANN 1987 S. 758).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Zwergtaucher können im Einzelfall auch sehr kleine Gewässer ab ca. 100 qm besiedeln (BAUER et al. 2005 S. 184). In Anlehnung an die erfolgreiche Besiedlung von Kleingewässern in den Kreisen Borken und Coesfeld (IKEMEYER & SCHOMAKER 1996 S. 36, NSG Heubachwiesen) soll die Gewässergröße pro Paar mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. 1000 qm betragen. Nach WESTERMANN (1987 S. 758) soll die Gewässerbreite mind. 8 m betragen, da kleinere Gewässer nicht besiedelt werden.
- Anlage oder Optimierung vorhandener Kleingewässer: Ausbildung einer Flachwasserzone mit 0,3 bis 1 m Tiefe. Insgesamt soll das Gewässer eine unterschiedlich tiefe Gewässersohle besitzen, so dass auch bei unterschiedlichen Wasserständen geeignete Habitatbedingungen für den Zwergtaucher gegeben sind. [Das Wasserstandsmanagement hat das Ziel, bis in den Juli Wasserflächen zu erhalten \(STÜBING & BAUSCHMANN 2015\).](#)
- Optimierung vorhandener, in Verlandung begriffener Kleingewässer durch Gehölzrückschnitt, Entschlammung und Entkrautung. Grundsätzlich Erhalt und Entwicklung von Wasserpflanzenbeständen (z. B. Laichkräuter, Wasserpest), da sich hier Wasserinsekten als wichtige Nahrungsgrundlage ansiedeln. Eine Entkrautung ist jedoch spätestens dann notwendig, wenn die Dichte des Wasserpflanzenbestandes ein Schwimmen und Tauchen verhindert. Die u. g. Pflegehinweise sind zu beachten.
- Bei Funktion als Bruthabitat: Förderung der Ufervegetation z. B. durch Auflichtung bei starkem Gehölzbewuchs oder Anpflanzung / Förderung von standortgemäßer Ufervegetation. [Gezieltes Gehölzmanagement bei kleineren Gewässern, um einen freien An- und Abflug zur Wasserfläche zu gewährleisten \(STÜBING & BAUSCHMANN 2015\).](#)
- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (v. a. Freizeitnutzung, Angeln) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (Anfang April bis Ende September) im Umfeld von bis zu 100 m (in Anlehnung

an die bei FLADE (1994) genannte Fluchtdistanz von 50-100 m). Bei Gewässern im Schwarzwald kam es nach Restriktionen für Besucher zu einer Ansiedlung vom Zwergtaucher (WESTERMANN et al. 1998 S. 235). In nicht oder wenig gestörten Revieren bestehen offenbar geringere Anforderungen an eine dichte, schützende Ufervegetation (WESTERMANN 1987 S. 758). Bei der Extensivierung von Fischteichen ist eine extensive Weiterführung der Bewirtschaftung mit Sömmerung günstig (AUERSWALD & SCHÖNBORN 2011, Thüringen).

- Ggf. Verhinderung von Fischbesatz bzw. Kontrolle des Fischbestandes durch Ablassen der Gewässer in mehrjährigem Abstand (STÜBING & BAUSCHMANN 2015).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die natürlicherweise ablaufende Sukzession führt mittel- bis langfristig zu einer Verlandung der vom Zwergtaucher besiedelten (Klein-) Gewässer, wodurch die Habitateignung nicht mehr gegeben ist, der Bestand nimmt dann ab (siehe bei „zeitliche Dauer“). Andererseits können Maßnahmen zur Verhinderung der Verlandung (Entschlammung und Entkrautung der Wasserpflanzen) kurzfristig zu einer Abnahme der Gewässereignung führen, da die Wasserpflanzen den Nahrungsorganismen des Zwergtauchers günstige Entwicklungsmöglichkeiten bieten (z. B. SCHMITZ 1996: Abnahme des Bestandes rastender Zwergtaucher nach Entschlammung und Entkrautung an einer Wuppervorsperre in NRW). Bei Durchführung von Maßnahmen zur Verhinderung der Verlandung (z. B. bei so starkem Wasserpflanzenbestand, dass ein Tauchen nicht mehr möglich ist), ist diese entweder abschnittsweise durchzuführen bei Aussparung einiger Flachwasserbereiche bei der Ausbaggerung (SCHMITZ 1996, LIEDER 1987 S. 54) oder es müssen für den Zwergtaucher Alternativgewässer vorhanden sein.
- Kein Fischbesatz o. g. Arten bzw. bei Vorkommen Durchführung von Maßnahmen zur Reduzierung der Fischarten. Ggf. jährliches Abfischen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund der Ansprüche des Zwergtauchers an die Vegetationsstruktur ist je nach standörtlichen Voraussetzungen eine Wirksamkeit innerhalb von 1 bis 5 Jahren (ca. 5 Jahre bis zur Neu-Etablierung einer dichten Ufervegetation, Ansiedlung jedoch auch bereits nach 1 Jahr möglich, s. u.) gegeben. Der Zwergtaucher ist grundsätzlich in der Lage, geeignete Gewässer kurzfristig anzunehmen (Einstufung als „r-Strategie“ bei VLUG 2007).
- Eine artenreiche und üppige Ufervegetation ist zwar für den Zwergtaucher optimal und erhöht Besiedlungschancen und Bruterfolg (und ist daher auch Maßnahmenziel), sie ist jedoch für eine Besiedlung nicht zwingend, da Zwergtaucher zumindest teilweise auch an strukturarmen Teichen vorkommen können (BAUER et al. 2005 S. 184, KLOSE 2002 S. 31, RUDOLPH 1993 S. 151, WESTERMANN 1987 S. 758). Ebenso ist ein Vorkommen von Wasserpflanzen zwar günstig, jedoch nicht zwingend auch für „gut besetzte Gewässerabschnitte“ (WESTERMANN 1987 S. 758.). Nach WESTERMANN (ebd.) müssen in Zwergtaucher-Revieren, in denen das freie Wasser mit > 0,2 m / s strömt, in denen der Haubentaucher (als Konkurrent) vorkommt oder in denen menschliche Störungen (v. a. vom Wasser aus) erfolgen, im Regelfall größere Schilfgürtel vorhanden sein. In wenig gestörten Revieren zieht der Zwergtaucher die Deckung von herabhängenden Zweigen von gewässernahen Gehölzen offenbar der Schilfdeckung vor (ebd.). IKEMEYER & SCHOMAKER (1996, NSG Heubachwiesen NRW) berichten, dass sich in den seit 1988 angelegten insgesamt 38 Kleingewässern ab 1991 4 bis 6 Zwergtaucher angesiedelt haben. An einem 1992 angelegten Teich im Schwarzwald siedelten ab 1994 1-2 Paare (WESTERMANN et al. 1998 S. 245), an einem nordhessischen Staugewässer trat der Zwergtaucher in den ersten vier Jahren nach Flutung mit max. 4 Paaren auf (JEDICKE 2000 S. 132). SACKL (1982) beschreibt die Besiedlung eines 1974 angelegten Baggerteiches in Österreich (1,3 ha), an dem 1975 4 Brutpaare siedelten, SCHLEGEL & WEBER (2005) beschreiben die Annahme von Kleingewässern ab 2 Jahren nach deren Anlage. SCHINDLER (1992, zit. bei BURKHARDT 1995) stellte im Lahn-Dill-Kreis (Hessen) fest, dass neu entstandene Kleingewässer – z. T. ohne jede Ufervegetation – schnell besiedelt, aber nach wenigen Jahren wieder verlassen wurden. Er führt dieses Verhalten auf eine anfangs gute Nahrungsbasis und geringe Konkurrenz durch andere Wasservögel und Fische zurück. Auch aus anderen Teilen Hessens liegen ähnliche Beobachtungen vor, z. B. im NSG „Taubensemd“, wo 1976 neue Teichanlagen

entstanden. Der Bestand erhöhte sich von 1 Paar 1975 auf 6 Paare 1977 und 1978 und nahm dann bis 1984 mit 2 Paaren wieder ab (BURKHARDT 1995 S. 13). Im Norden Luxemburgs (Oeslinger Plateau) führte die Optimierung eines verlandeten Gewässers (Entfernung dichter Ufervegetation, Anhebung Wasserstand) zur Ansiedlung eines Zwergtaucherpaares im nächsten Jahr (PALER et al. 1980). Teilweise erfolgt die Besiedlung neuer Habitats jedoch nicht sofort (WERNER 1986 zit. bei BORNHOLDT 1995 S. 11 für Kiesbaggerseen im Bereich der mittleren Fulda). Als Ursache für die Abnahme kommen natürliche Gewässerverlandung und Fischbesatz (Nahrungskonkurrenz um aquatische Wirbellose mit den Fischen) in Frage (HEIMER zit. in BORNHOLDT 1995 S. 2, HGON 2010 S. 116). An Gewässer, an denen ein Fischbesatz unterbleibt, hält sich der Zwergtaucher dauerhaft in höheren Beständen (HGON 2010 S. 116 mit 2 Beispielen) auf.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Obwohl nicht zwangsläufig alle als geeignet erscheinenden Gewässer besiedelt werden (MILDENBERGER 1982 S. 80), liegen zahlreiche Nachweise der Annahme von gestalteten Gewässern durch Zwergtaucher vor (s. o.). Nach VLUG (2007) weist der Zwergtaucher als Anpassung an unvorhersehbare Habitatbedingungen in der Brutzeit wie Verlandung, Trockenheit oder plötzlich hohe Wasserstände eine hohe Bereitschaft auf, Neugewässer zu suchen und zu besiedeln (auch Umsiedlungen innerhalb einer Brutzeit möglich). Die benötigten Strukturen sind kurzfristig innerhalb von 1 bis 5 Jahren herstellbar. Die o. g. Maßnahmentypen werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 184) empfohlen. Die Maßnahme ist daher entsprechend der Artökologie plausibel.
- Die Entwicklung und Pflege der Gewässer ist von einem Monitoring zu begleiten.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Zwergtaucher besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen durch die Anlage von (Klein-) Gewässern.

Quellen:

Auerswald, J.; Schönborn, W. (2011): Der Einfluss der Teichbewirtschaftung auf Bestandsveränderungen des Zwergtauchers, *Tachybaptus ruficollis*, im Teichgebiet Dreba – Plothen (Thüringen) eine Habitatanalyse. *Thüring. Ornithol. Mitt.* 56: 3-12.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Burkhardt, I. (1995): Zwergtaucher - *Tachybaptus ruficollis*. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 2. Lieferung.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag Eching, 879 S.

Glutz v. Blotzheim, A. N. & K. M. Bauer (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 1. Gaviiformes - Phoenicopteriformes Seetaucher, Lappentaucher, Sturmvoegel, Ruderfüßler, Schreitvoegel, Flamingos. Genehmigte Lizenzausgabe eBook, 2001. Wiesbaden.

Groß, R. (2000): Zwergtaucher im Magen eines Hechtes. *Der Falke* 47 (11): 347.

Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON 2010): Vögel in Hessen. Die Brutvögel Hessens in Raum und Zeit. Brutvogelatlas. Eczell. S. 116-117.

- Ikemeyer, D.; Schomaker, W. (1996): Untersuchungen zur Avifauna und Grünlandvegetation in Feuchtwiesenschutzgebieten – Landwirtschaftliche Nutzung am Beispiel des NGSs Heubachwiesen. LÖBF-Mitteilungen 2/96: 35-41
- Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.
- Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38..
- Konter, A.; Konter, M. (2006): Migration Patterns and Site fidelity of European Greebes Podicepididae. Regulus Wissenschaftliche Berichte 21: 1-17
- Konter, A. (2004): Caring for the off-spring with changing water levels in Tachybaptus ruficollis – A tory about Little Grebes. Regulus wissenschaftliche Berichte 20. 1-7.
- Lieder, K. (1987): Zur Entwicklung des Brutbestandes des Zwergtauchers, Tachybaptus ruficollis (PALL.), im Bezirk Gera im Zeitraum von 1960 – 1984. Thüringer Ornithologische Mitteilungen 37: 51-55.
- Paler, N.; Schmitz, J.-P.; Weiss, J. (1980): Biotopmanagement am Beispiel einiger Feuchtgebiete im Norden des Landes. Regulus 1: 4-8.
- Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.
- Rudolph, B.-U. (1993): Zum Vorkommen von Wasservögeln, insbesondere von Zwergtaucher Tachybaptus ruficollis, Teichhuhn Gallinula chloropus und Blesshuhn Fulica atra in Landkreis Forchheim. Ornithologischer Anzeiger 32: 147-158.
- Sackl, P (1982): Ökologie und Brutbiologie einer Population des Zwergtauchers, Tachybaptus ruficollis, in der Steiermark. Egretta 25 (1): 1-11
- Schlegel, J.; Weber, U. (2005): Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Schlussbericht Untersuchungszeitraum 1994 – 2004. Verein Pro Riet Rheintal, www.pro-riet.ch, Abruf 28.10.2011.
- Schmidtke, K., Pfeifer, R., Stadler, J. & R. Brandl (2001): Bestandsschwankungen beim Zwergtaucher Tachybaptus ruficollis: Zunahme, Abnahme oder Zyklus? Ornithologischer Anzeiger 40: 47-56.
- Schmitz, M. (1996): Veränderungen der Habitatqualität für Wasservögel durch Entschlammungs- und Entkrautungsmaßnahmen. Charadrius 32 (2): 49-55.
- Stübing, S.; Bauschmann, G. (2015): Maßnahmenblatt Zwergtaucher (Tachybaptus ruficollis). Versionsdatum: 26.11.2015. https://vswffm.de/v/vsw/content/e3884/e4580/e5037/ManahmenblattZwergtaucher_korr.pdf, Abruf 24.01.2018
- Sudmann, S. R., C. Sudfeldt, S. Glinka, M. Jöbges, A. Müller & G. Ziegler (2002): Methodenanleitung zur Bestandserfassung von Wasservogelarten in NRW, Teil 1: Brutbestände. Charadrius 38: 23–92.
- Westermann, K. (1987): Zwergtaucher – Tachybaptus ruficollis (Pallas, 1764). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 754-760.
- Westermann, K., Andris, K., Disch, B., Hurst, J. & H. Kaiser (1998): Brutverbreitung und Brutbestand des Zwergtauchers (Tachybaptus ruficollis), der Reiherente; (Aythya fuligula), des Bläßhuhns (Fulica atra), des Teichhuhns (Gallinula chloropus) und anderer Wasservögel an Stillgewässern des südlichen und mittleren Schwarzwaldes. Naturschutz südl. Oberrhein 2(1998): 233-260.
- Vlug, J. J. (2007): Fortpflanzungsstrategien der Lappentaucher. Regulus Wissenschaftliche Berichte Nr. 22: 1-19.

2 Säugetiere

2.1 Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*)

Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* ID 81

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: „Quartierzentrum“: Besiedeltes Waldareal mit einem Verbund von geeigneten Quartierbäumen (aktuell genutzte und Ausweichquartiere) und regelmäßig genutzten Nahrungshabitaten im direkten Umfeld; Fortpflanzungsstätten sind außerdem die der Partnersuche dienenden „Schwärmquartiere“, meist vor den Eingängen der Winterquartiere.

Ruhestätte: Winter: Unterirdisch in Stollen, Höhlen und Eis-Kellern, Brunnenschächten, Felsspalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Einzelvorkommen (Kolonie)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng (etwa < 100 m) beieinander liegender Winterquartiere (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Bechsteinfledermaus ist auf einen Lebensraum angewiesen, der ein ausreichendes Angebot an geeigneten Baumhöhlen für diese häufig das Quartier wechselnde Art bereithält.
 - Sowohl Wochenstuben, als auch die Jagdgebiete befinden sich oft innerhalb geschlossener Eichen- und Buchenwälder (dann oft mit Eichenbeimischungen) der Mittelgebirge, seltener Nadel(misch)wälder (Kiefer, Fichte mit Beimischungen von Laubbäumen). Weitere Vorkommen in fragmentierten Wald-Feldlandschaften mit einem Nebeneinander geeigneter Habitate aus höhlenreichen Altbaumgruppen und gehölzstrukturierten nahrungsreichen Kulturlandschaftsbereichen (Gewässer, Hecken, artenreiches bzw. beweidetes Grünland).
 - Als Wochenstuben- und Zwischenquartier werden meist Baumhöhlen, z.T. Astausfaltungen und Risse genutzt, von Wochenstubengesellschaften v.a. Spechthöhlen (vielfach in Eiche, in Abhängigkeit vom Angebot ebenso Buche, Birke, Fichte), aber auch Vogel- und Fledermauskästen.
 - Ausreichend hohe Zahl an Baumhöhlen bzw. Höhlenbäumen in räumlichem Verbund mit Entfernung von geringer 500 m bis (in der Regel) nicht mehr als 1.000 m: Die Tiere einer Kolonie nutzen im Jahresverlauf eine Vielzahl an Quartieren (oft $\geq 35 - 50$, KERTH et al. 2002), die Verweildauer beträgt oft nur 2 – 3 Tage, selten viel länger (Männchen länger; DIETZ & PIR 2009).
 - Die Entfernung zwischen nacheinander genutzten Quartierbäumen betrug nach Telemetrieuntersuchungen meist weniger als 500 (DIETZ 2010) – 800 m (eigene Daten FÖA), bei ansonsten günstigen Habitatbedingungen ausnahmsweise aber auch deutlich weiter (bis 1.800 m, FÖA unpubl.) (Quartierverbund).
 - Nahrung vornehmlich Schmetterlinge, Zweiflügler, Spinnen und Käfer, die teilweise direkt vom Substrat abgesammelt werden.
- Als Winterquartiere werden soweit bekannt Höhlen und Stollen, im Flachland, z.B. im Münsterland, auch Brunnenschächte (GÖTZ 2005) genutzt. Vermutet werden Überwinterungen auch in Baumhöhlen (bislang nicht nachgewiesen).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Aufgrund der ständigen Quartierwechsel ist die Art auf eine ausreichende Anzahl von Wochenstubenquartieren auf relativ kleinem Raum angewiesen sowie auf ausreichende Habitatvernetzung.

- Gleichzeitig müssen im nahen Umkreis möglichst alte, vielschichtige Laubwaldbestände vorhanden sein, die als Jagdgebiet dienen können.
 - Jagdgebiete in der näheren Umgebung (< 2 km) um die Quartiere bzw. das Koloniezentrum. Als Quartierwald und Jagdgebiet werden alte Laubwälder mit mehrschichtigem Bestandsaufbau bevorzugt. Auch kleine Waldinseln, Streuobstwiesen und parkartige Landschaften können als (Jagd-)habitat genutzt werden.
 - Außerhalb der Wälder sind Verbundstrukturen für den Wechsel zwischen Jagdgebieten nötig. Außerhalb der Wälder orientiert sich die Art an Gehölzstrukturen.
- Die Winterquartiere liegen nicht sehr weit von den Quartieren im Sommerlebensraum entfernt; die bekannten Distanzen liegen meist deutlich unter 40 km zwischen Sommer- und Winterquartieren.

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste im Wald (Baumhöhlen) kurzfristig kompensiert werden. Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitats im räumlichen Zusammenhang der betroffenen Kolonie an anderer Stelle kurzfristig über einen begrenzten Zeitraum bereit zu stellen.

Zur langfristigen Sicherung des Quartierstandorts muss der umliegende Wald aus der regulären forstlichen Nutzung genommen werden (Nutzungsverzicht oder Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen auf >160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder), sodass sich eine ausreichende Anzahl an natürlichen Baumhöhlen entwickeln kann.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

Die Waldstruktur / forstwirtschaftliche Nutzungsweise hat einen erheblichen Einfluss auf das Vorkommen der Bechsteinfledermaus, die typischerweise Baumhöhlen als Sommerquartier nutzt und diese häufig wechselt. Ein Vorkommen von Kolonien setzt daher eine hohe Anzahl an geeigneten Höhlenbäumen voraus, die i.d.R. als Quartierverbund genutzt werden. Oft nutzen Kolonien die Bereiche einer Waldfläche, in der die Baumhöhlendichte am höchsten ist und sofern geeignete Quartierbäume in ausreichender Zahl vorhanden sind; während der Reproduktionszeit im engen Verbund, auf meist nur wenigen Hektar, als „Koloniezentrum“.

- Für die Maßnahmendurchführung wird ein Wald ausgewählt, der die Eignung als Nahrungshabitat aufweist und aufgrund des vorhandenen Entwicklungspotenzials mittel- bis langfristig auch als Quartierwald (hohe Höhlenbaumdichte erforderlich) in Betracht kommt.
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen im Aktionsraum der betroffenen Kolonie erfolgen. Geeignete Maßnahmenstandorte sind aufgrund der relativ kleinen Aktionsräume, die eine Kolonie oft nur besiedelt (meist wenige (2-5) km²) zuvor fachgutachterlich zu ermitteln, da die Anbringung der Kästen keinesfalls im Aktionsraum einer benachbarten Kolonie durchzuführen sind.
- Da die Art als lichtempfindlich gilt, dürfen die Maßnahmenstandorte nicht durch nächtliche Beleuchtung (Straßenlaternen, Siedlungsnähe) beeinträchtigt sein.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (Quelle: ABC-Bewertung des LANUV NRW 02/2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Als Wochenstubenquartiere werden nach Erfahrungswerten u.a. Rundkastentypen angenommen (z.B. 2F und 2FN - Fa. Schwegler), aber auch eine Reihe weiterer Bauformen (u.a. Fledermaushöhle FLH und FGRH - Fa.

Hasselfeldt), häufig auch Vogelnistkästen, u.a. mit Vorwölbung am Einflugloch wie die Typen 2GR, 3SV (Fa. Schwegler) sowie Kästen, die dem „Bayrischen Spitzgiebelkasten“ ähneln.

- Kasten tragende Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen. In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5 - 10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Kästen sind dauerhaft mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Nach Experteneinschätzung könnten als Maßnahmenfolge Beeinträchtigungen benachbarter Kolonien auftreten, sofern es zu Konkurrenzsituationen durch ein „Zusammendrängen“ benachbarter Kolonien aufgrund dieser Maßnahme käme. Deswegen sollen keine Kästen im möglichen Überlappungsbereich benachbarter (nicht beeinträchtiger, rein baumhöhlen-nutzender) Kolonien eingesetzt werden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit abhängig vom ursprünglichen Quartiernutzungstyp der betroffenen Kolonie. Ist eine Kolonie betroffen, die bereits Kästen als Quartiere kennt und nutzt, so ist mit einer kurzfristigen Wirksamkeit zu rechnen.
- Bei Kolonien, die bislang aus rein „baumhöhlentreuen“ Individuen besteht, sind Prognosen nur unzureichend möglich und es wird nur mit einer mittel bis – (sehr) langfristigen Annahme der Kästen gerechnet, sofern Höhlenbäume auch weiterhin in ausreichender Zahl vorhanden sind und keinen limitierenden Faktor für die Kolonie darstellen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Es liegen mehrere hinreichende Wirksamkeitsbelege vor, dass Bechsteinfledermäuse Kästen regelmäßig nutzen. Der Maßnahmentyp wird häufig genannt und dokumentiert. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen des Ersatzes von FoRu nach einem Eingriff im engeren Sinn liegen nicht vor, jedoch ist die Populationsökologie, Sozialstruktur und die Nutzung von Kästen durch die Bechsteinfledermaus wissenschaftlich gut untersucht (z.B. KERTH 1998, KERTH & RECKARDT 2003). Es existieren auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Daher besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Dies ist nach dem Votum des Expertenworkshops in NRW wie folgt zu differenzieren:
 - Eine hohe Prognosesicherheit besteht bei Kolonien, die bereits Kästen „kennen“ und auch als Quartier nutzten.
 - Eine geringe Prognosesicherheit besteht bei rein Baumhöhlen bewohnenden Kolonien. Dort ist möglicherweise erst nach einer Annahmephase langfristig mit einem Erfolg zu rechnen.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000), F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“ ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008).
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel soll die Maßnahme eingebettet erfolgen in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Kommt die Maßnahme bei Kolonien zur Anwendung, für die eine ausschließliche Baumhöhlennutzung ermittelt wurde, ist ein populationsbezogenes Monitoring notwendig.

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering bis hoch (je nach Quartiernutzungstradition der Kolonie)

2. Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen (FL2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Anbohren von Bäumen bzw. Fräsen von Initialhöhlen wird künstlich ein zusätzliches Höhlenangebot geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Wie Maßnahme 1 „Installation von Fledermauskästen“
- Für die Maßnahmendurchführung werden möglichst Baumstämme ausgesucht, welche bereits Vorschädigungen aufweisen (z.B. Trocken- / Rindenschäden, Pilzbefall), sodass eine schnelle(re) Ausfaltung der Höhle erwartet werden kann.
- Aufgrund der Harzbildung sollte diese Maßnahme nach Angaben der Experten aus NRW bei Nadelbäumen keine Anwendung finden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die angestrebte Fräsform (Höhlenmaße) orientiert sich an den für Wochenstubenquartiere in der Literatur dargestellten Maßen (DIETZ & PIR 2009: Tab. 3) und/oder den Innenmaßen entsprechender Kunsthöhlen.
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kunsthöhlen pro Hektar (eigene Einschätzung in Anlehnung an die ABC-Bewertung des LANUV NRW, 2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Bäume mit Kunsthöhlen sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kunsthöhlenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: Erfahrungswerte für den Einsatz von künstlich geschaffenen Baumhöhlen existieren bislang nicht. Insofern müssen sich die Werte je Verlust eines Quartiers bis zum Vorliegen anderer Erkenntnisse an den Erfahrungswerten für Fledermauskästen anlehnen (s. „Installation von Fledermauskästen“).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die gefrästen Höhlen sind dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Der Zeitraum, bis neu gefräste Baumhöhlen als Bechsteinfledermaus-Quartier dienen können, ist bislang aufgrund fehlender breiter Anwendung der Maßnahme nur im Einzelfall bekannt. Nach Berichten von M. Simon (Marburg) von einem Anwendungsfall (unveröff.) wurde eine Wochenstubenkolonie der Bechsteinfledermaus in entsprechend künstlich angelegten Baumhöhlen erstmalig im dritten Jahr nach Maßnahmenumsetzung festgestellt. Weil die Quartierstrukturen – je nach Rahmenbedingungen und Ausführung – nach dem Herstellen der Höhlen durch Anbohren / Fräsen vermutlich meist erst durch weitere Ausfaltungsprozesse entstehen müssen, ist in der Regel mit einer längeren „Herstellungszeit“ zu rechnen (>5 Jahre). Die Experten aus NRW haben Zweifel bezüglich der kurzfristigen Wirksamkeit dieser Maßnahme.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Weil die Quartierstrukturen (Höhlendom mit Hangmöglichkeiten) nach dem Herstellen der Höhlen durch Anbohren / Fräsen – je nach Ausführung – erst durch weitere Ausfaltungsprozesse entstehen müssen, ist eine kurze Herstellungszeit nicht sicher anzunehmen (>5 Jahre).
- Ein Vorteil der Maßnahme ist, dass mittel- bis langfristig Höhlen entstehen (können), die hinsichtlich der Eigenschaften (thermische Eigenschaften, Parasitenbefall) natürlichen Specht- bzw. Baumhöhlen nahe kommen oder diesen sogar entsprechen.

- Es liegen (bislang) keine hinreichenden Wirksamkeitsbelege vor. Der Maßnahmentyp wurde von M. SIMON erstmalig vorgeschlagen (positive Experteneinschätzung); eine Erprobung und wissenschaftliche Dokumentation wurde begonnen (Bild auf: http://www.simon-widdig.de/html/fue_artenschutz.html); Ergebnisse sind nicht veröffentlicht. Jedoch berichtet M. SIMON über die Erstfeststellung einer Wochenstubenkolonie / -gruppe in einer so hergestellten Baumhöhle im dritten Jahr nach Herstellung (M. SIMON, Büro SIMON & WIDDIG Marburg, mündl. Mitt. im Sept. 2012).
- Es existieren keine dem Maßnahmentyp grundsätzlich widersprechenden Hinweise. Vor dem Hintergrund der Artökologie wird gutachterlich erwartet, dass die Maßnahme mittelfristig wirksam wird. Entsprechende Versuche haben allerdings bis zum Vorliegen gesicherter Erkenntnisse experimentellen Charakter (Monitoring immer erforderlich). Entsprechend dem Expertenvotum wird die Maßnahme mit einer mittleren Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme belegt.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Die Maßnahme ist als CEF-Maßnahme nach Einzelfallprüfung geeignet, Risikomanagement erforderlich.

Die Maßnahme ist als FCS nach Einzelfallprüfung geeignet, Risikomanagement erforderlich.

3. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden, da sich diese meist in historischen Gewölben, Kellern oder unterirdischen Stollen, Höhlen o.ä. befinden, die mikroklimatische Besonderheiten aufweisen und durch eine langjährige Tradition von den Tieren genutzt werden.

- Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einsehbaren Hohlräumen verstecken können, kann der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers lediglich durch einen fachkundigen Spezialisten zuverlässig eingeschätzt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich.

Gehen Winterquartiere verloren, kann in der Regel nur Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- bisher nicht zugängliche unterirdische Hohlräume in Form von Kellern, Stollen, Bunkeranlagen etc. geöffnet werden.
- vorhandene, als Winterquartier genutzte, Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Störungsfreie Quartierumgebung, insbesondere Beleuchtungsfreiheit.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Genaue Überwinterungsverstecke sind lt. Angaben der Experten aus NRW weitestgehend unbekannt. Vermutet wird ein Eingraben der Tiere in grabfähige Substrate.
- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff.)
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten (Vergitterung)
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur
 - Wiedereröffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen.
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, REITER & ZAHN 2006).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren.
- In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen müssen ortspezifisch festgelegt, von Spezialisten begleitet werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.
- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

- Es ist stets zu beachten, dass darüber hinaus meist auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sind, die möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es sind Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden (siehe <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>).
- Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird naturschutzfachlich als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. Erhaltung von unterirdischen Schwarm- und Winterquartieren (v.a. Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern, Vermeidung von Umnutzungen und Störungen, Besucherlenkung, Erhalt und Förderung einer naturnahen Umgebung, s. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aber nicht vor.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der traditionellen Nutzung von Winterquartieren und den Wissensdefiziten bezüglich der Örtlichkeiten der Überwinterung (Experteneinschätzung) als mittel eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Mittel (FCS)

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wieder hergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen.

Aufgrund der Wissensdefizite und der wenigen Winternachweise, die erfasst werden, ist eine Überprüfung der Maßnahmeneignung bei der Bechsteinfledermaus auch kaum möglich. Wegen der vermuteten und im Analogieschluss zu anderen Fledermausarten traditionellen Bindung an ihre Winterquartiere im räumlich-funktionalen Zusammenhang ist – bei Neuschaffung oder relevanter baulicher Veränderung nur mit einer langfristigen Annahme zu rechnen. Entsprechend kommt die Maßnahme lediglich als FCS-Maßnahme in Betracht).

4. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bechsteinfledermäuse erschließen sich den Raum außerhalb geschlossener Wälder vorrangig entlang von Leitstrukturen, welche von Hecken, Alleen, Waldrändern und anderen Vegetationselementen gebildet werden (FITZSIMONS et al. 2002, LÜTTMANN et al. 2003, LÜTTMANN & TRAPPMANN 2003). Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden. Durch das Schließen von Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt.

(In geschlossenen Waldgebieten dienen Bachläufe, Waldwege und –schneisen als Flugrouten, soweit die Waldbestände nicht direkt durchflogen werden. Ein Herstellen von solchen Schneisen als Flugrouten ist im Allgemeinen nicht erforderlich / sinnvoll).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen dem Standort der Wochenstubenkolonie (Kolonieverbund mit Baumhöhlen im Wald) und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten, wenn diese in den Waldflächen nicht ausreichend zur Verfügung stehen. U.a. bei Vorkommen in zerschnittenen Waldgebieten (< 2 km² zusammenhängende Waldfläche) oder einem Vorkommen der Bechsteinfledermaus, die einen mosaikartig strukturierten Landschaftsraum mit kleinen Waldflächen / Waldinseln (von jeweils wenigen Hektar Größe) sowie die Offenlandbereiche mit Gehölzstrukturen in Kombination nutzt.
- Grundsätzlich sollten keine Maßnahmen in Straßennähe angelegt werden, sofern nicht für sichere Querungsmöglichkeiten gesorgt ist (kollisionsempfindliche Art, FÖA 2011).
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils einen Flugweg verloren gehende Struktur muss eine neue entsprechend entwickelt werden.
- Die Gehölzpflanzungen sollten eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (Nachweise Struktur gebundener Fledermausarten an 2-3 m hohen neuen Heckenstrukturen im Zuge wissenschaftlicher Nachkontrollen an der BAB A 17 bei Dresden; NACHTaktiv / SWILD 2008).
- Gehölzstrukturen, welche Wälder und naheliegende Obstwiesen verbinden, sind für die Bechsteinfledermaus in diesem Fall nach Angaben der Experten aus NRW besonders geeignet und sinnvoll.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflanzung alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind größere Lücken (>10 m) bspw. im Zuge breiter Zufahrten im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen.

- Eine Pflege durch Gehölzschnitt sollte in Abstimmung auf die Artanforderungen erfolgen. Ist ein Schnitt nötig, ist sowohl ein zeitliches, als auch räumlich getrenntes Zurückschneiden / „Auf den Stock setzen“ notwendig, sodass die Maßnahme ihre Eigenschaft als Leitstruktur nicht verliert. Die Resthöhe der gepflegten Abschnitte sollte lt. Einschätzung der Experten mindestens 1 m betragen. Ansonsten müssen die entsprechenden Strukturen durch vergleichbare Zaunkonstruktionen (zeitweise) ersetzt werden. Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) und sofern andere Strukturen (eine andere Hecke in der Nähe, ggf. ein provisorischer Zaun an Stelle der hohen Hecke) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens in der auf den Pflegeschnitt folgenden Zeit aufrechterhalten können.
- Bei der Planung einer Neuanlage von Gehölzstrukturen sind die möglichen (negativen) Auswirkungen auf andere Arten (u.a. Offenlandbrüter) zu berücksichtigen und Zielkonflikte ggf. naturschutzfachlich abzuwägen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist kurzfristig unsetzbar und wirksam (1-5 Jahre je nach Standort und Pflanzware).
- Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte, und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen (ansonsten nur mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme wahrscheinlich).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurzfristig entwickelbar. An mageren Standorten ist die Wüchsigkeit der Pflanzung und die damit verbunden Wirksamkeit nur mittelfristig zu erreichen. Ggf. kann eine dichte Heisterpflanzung helfen.
- Die Habitatansprüche der Art sind in den letzten Jahren verstärkt untersucht worden und daher vergleichsweise gut bekannt.
- Es ist kein wiss. hinreichender Wirksamkeitsbeleg vorhanden (der Nachweis in der grauen Literatur in Nachtaktiv/SWILD 2008 bezieht sich auf andere Myotis-Arten), aber positive Experteneinschätzungen auf der Basis umfangreicher Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen liegen vor. Die Plausibilität der Maßnahme wird als hoch eingestuft.
- Verbleibende Unsicherheiten (v.a. bei umfangreichen Eingriffen) können durch ein Risikomanagement aufgefangen werden. Eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme ist herstellbar. Insoweit wäre der Maßnahmenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Strukturanreicherung von Wäldern (W1.1 / W5.2, W2.1, W2.5, O3.1.3, G16)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten durch waldbauliche Maßnahmen (siehe die separaten Maßnahmenbeschreibungen):

- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
- Auflichten von dichten Beständen
- Nutzungsaufgabe und/oder Förderung von Totholz
- Anlage von Stillgewässern
- Anlage von Streuobstwiesen in direkter Nachbarschaft zu Waldrändern.

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen. Als besonders günstig (Sollzustand) sind alte, feuchte Eichen-Buchen-Altholzbestände mit üppiger krautiger Vegetation und dichtem Unterwuchs anzusehen (ZIMMERMANN 1992). Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insektenichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes (KERTH 1997: 29).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Vor dem Hintergrund des vergleichsweise kleinen Aktionsraumes der Art (s.o.) müssen Maßnahmen zur Schaffung von Quartierhabitaten und Maßnahmen zur Schaffung von Nahrungshabitaten möglichst nahe beieinander liegen / in der Regel denselben Waldbestand betreffen (Entfernung bis 500 m, ausnahmsweise weiter bis 1.000 m). Bei im Einzelfall größeren Entfernungen sind Habitatverbundaspekte zu beachten und ggf. zusätzliche Maßnahmen erforderlich.
- Da die Art als besonders empfindlich gegenüber Barrieren und gegenüber Kollisionen gilt, sollten Nahrungshabitate und Quartierhabitats nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein.
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden. Die Jagdhabitats der Weibchen überlappen bei der Bechsteinfledermaus wenig (DIETZ & PIR 2009, KERTH et al. 2001). Nach Telemetriestudien werden optimale Habitate (besonders reich strukturierte feuchte Eichenwälder, Waldbereiche um Gewässer) u.U. von mehreren Weibchen genutzt (LÜTTMANN et al. 2003, weitere unveröff. Daten).
- Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum als auch den Insektenreichtum fördern, am besten
 - alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten Großer Buntspecht, Mittelspecht, Grau- und Grünspecht.
 - Maßnahmen zur Schaffung insektenreicher und für die Jagdstrategie der Bechsteinfledermaus optimaler Waldstrukturen durch Förderung mehrschichtiger, mäßig lichter, stellenweise besonnter Waldbereiche (Durchforstung).

Die Maßnahmen / Maßnahmenflächen sind geeignet, wenn sie folgende Umsetzung auf denselben Flächen oder eng räumlich benachbart erlauben:

- Erhalt einer ausreichender Dichte von Höhlenbäumen (>8 – 10 / ha) (MESCHÉDE & HELLER 2000, DIETZ & PIR 2009).
- Erhöhung des Anteils sehr alter Eichen (wenn vorhanden) (Optimalphase >(120) 140 Jahre – 250 Jahre) und Buchen (z.B. durch Schaffung nutzungsfreier Waldbestände / Einzelbäume oder Heraufsetzung des Endnutzungsalters).

- Strukturierung der Strauch- und unteren Baumschicht: Die Bechsteinfledermaus bevorzugt (Eichen-) Wälder mit einer Strukturierung durch unterständige Buchen / Hainbuchen in einer Dichte, dass sich die Äste der unterständigen Gehölze annähernd berühren, im Wechsel mit durchsonnten Bereichen (DIETZ & PIR 2009). Zwecks Schaffung entsprechender Bereiche wird bei Durchforstungen die Strauch- und untere Baumschicht bis auf ca. 25 % aufgelichtet. Einzelne alte Nadelbäume sind dabei zu erhalten, da alte Fichten- und Kiefern schnell ein Reifestadium erreichen, in das Spechte Höhlen bauen. Diese Höhlen werden als Quartierbäume ebenfalls genutzt (STEINHAUSER 2002, FÖA unveröff. eig. Daten aus der rheinland-pfälzischen Eifel 2011).
- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann eine geringe Aufflichtung durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 %. zur Förderung besonnener Flächen; in Anlehnung an GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215).
- Besonders geeignet ist eine Bewirtschaftung des Waldes als Mosaik aus verschiedenen Entwicklungsstufen, Altersklassen, Baumarten und Sonderbiotopen (Gewässer, s.o.). Erreicht werden können solche Strukturen durch Einzelbaumentnahmen, sowie durch Belassen von älteren Bäumen und Totholz im Bestand. Auf diese Weise wird ein Wechsel aus lückigen bis dichteren Beständen erzeugt.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ggf. können die Maßnahmen / Maßnahmenflächen im Zielkonflikt mit Maßnahmen stehen, welche lichtere Waldstadien benötigen. Bspw. benötigt das Große Mausohr Hallenwaldbestände mit einer allenfalls schwachen Gehölzunterbauung.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig: Anlage von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach kurzer Zeit aufgesucht und bejagt (neu angelegte Stillgewässer wurden von Bechsteinfledermäusen innerhalb weniger Wochen nach Anlage zur Jagd aufgesucht; pers. Mitt. J. LÜTTMANN).
- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auffichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitate werden durch die Aufflichtung erst bejagbar. Allzu dichte (Jung-)Bestände werden nicht bejagt (u.a. KLENKE et al. 2004; pers. Mitt. J. LÜTTMANN).
- Unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und/oder Förderung von Totholz.
- Maßnahmen zur Aufflichtung bei starkem flächenhaftem Unterwuchs der Strauch- und unteren Baumschicht sind im nächsten Sommer wirksam (die Struktur besteht unmittelbar nach dem Eingriff).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus sind grundsätzlich gut bekannt und detailliert beschrieben (z. B. SCHLAPP 1990, WOLZ 1992, STEINHAUSER et al. 2002, KERTH 1997, LÜTTMANN et al. 2003, DIETZ & PIR 2009).
- Die o. g. Maßnahmen werden vom Typ her von verschiedenen Autoren genannt (DIETZ & PIR 2009, BOYE & DIETZ 2005, FITZSIMONS et al. 2002). Spezielle waldbauliche Maßnahmen für die Bechsteinfledermaus sind bisher nicht dokumentiert. Wissenschaftliche Nachweise der Wirksamkeit liegen nicht vor.

- Da artbezogen keine Belege zur Wirksamkeit von Maßnahmen für die Art vorliegen, ist bis auf Weiteres ein Monitoring erforderlich.
- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Für Auflichtungsmaßnahmen und Maßnahmen zur Förderung der Baumschicht (Lichtstellung von Eichen) und der Krautschicht zwecks Förderung der Habitataignung als Nahrungshabitat besteht aufgrund der kurzfristigen Herstellbarkeit (Erhöhung der Insektendichte) eine Eignung als CEF-Maßnahme. Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittel-, langfristig oder unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

6. Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (W1.1, W1.4, W5.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / waldbauliche Maßnahmen:

- Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >30cm, 10 Bäume / ha, wobei nicht nur Einzelbäume, sondern eher größere Flächen zur Anlage eines Pufferbereiches um die Einzelbäume aus der Nutzung genommen werden sollen.
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz, Nutzungsverzicht als „Altholzinseln“.
- Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).
- U.U. flankierend aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitats im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte Laub (Misch)-Altholzbestände, mit ausgeprägter Strauchschicht anzusehen. Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insektendichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes.
- Auch ist Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden.
- Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum, als auch den Insektenreichtum fördern. Am besten
 - alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten Schwarzspecht, Mittelspecht, Grau- und Grünspecht.
 - Maßnahmen zur Schaffung dauerhaft totholzreicher optimaler Waldstrukturen durch Förderung mäßig lichter, stellenweise besonnener Waldbereiche (Durchforstung).

Die Maßnahmen / Maßnahmenflächen sind geeignet, wenn sie folgende Umsetzung auf denselben Flächen oder eng räumlich benachbart erlauben:

- Erhalt einer ausreichenden Dichte von Höhlenbäumen (>8-10 / ha) (MESCHEDE & HELLER 2000, FRANK 1997).
- Erhöhung des Anteils sehr alter Eichen (wenn vorhanden) (Optimalphase >(120) 140 Jahre – 250 Jahre) und Buchen (z.B. durch Schaffung nutzungsfreier Waldbestände / Einzelbäume oder Heraufsetzung des Endnutzungsalters).
- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann zur Förderung besonnener Flächen eine geringe Auflichtung durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 %) (in Anlehnung an GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991:1215).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Flächen / Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >20cm, 10 Bäume / ha.
- Unbekannt: Aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss, baumchirurgische Maßnahmen).
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.
- Langfristig: Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurz- bis mittelfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung (Zunahme der Habitatqualität und –menge) eher mittel- bis langfristig zu erwarten.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise. Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen als hoch eingestuft. Die Maßnahmen entsprechen den allgemeinen Empfehlungen in der Literatur (u.a. RICHARZ 1997: 299; MESCHEDE et al. 2002).

- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittel-, langfristig oder unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.
- Der Nutzungsverzicht, d.h. Sicherung bereits vorhandenen günstigen Potenzials, soll als Ergänzung / in Kombination mit weiteren (vorgezogen möglichen) CEF-Maßnahmen durchgeführt werden.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch bis mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp)

Fazit: Für die Bechsteinfledermaus stehen mit der bei „Kastenkolonien“ kurzfristig wirksamen Bereitstellung von Fledermauskästen und der Herstellung von Flugrouten durch Pflanzungen wenige Maßnahmen bereit, die uneingeschränkt als CEF-Maßnahme geeignet sind. Mehrheitlich sind die Maßnahmen zur Bereitstellung von Quartieren sowie von Sommer- und Winterlebensräumen aufgrund notwendigen zeitlichen Vorlaufs und / oder nicht genauer Absehbarkeit der Entwicklung eher als mittelfristig wirksam einzustufen. Sie sind dann v.a. als FCS-Maßnahmen empfohlen.

Angaben zur Priorität:

Die Entwicklung / Förderung von Baumquartieren als natürliches Quartierangebot hat, wie für alle Fledermausarten die regelmäßig Baumhöhlen als Quartier nutzen, eine hohe Bedeutung. Durch die Installation von Fledermauskästen in Wäldern kann befristet zusätzliches Quartierangebot für die Bechsteinfledermaus bereitgestellt werden, eine kurzfristige Eignung ist aber nicht immer gegeben (vgl. Kastenkolonien und Baumhöhlenkolonien). Je nach Anpassung / Kastentradition der betroffenen Kolonie hat die Maßnahme daher eine hohe - geringe Priorität zur Verbesserung der Quartiersituation. Die Maßnahme ist generell kombiniert mit Nutzungsverzicht zur langfristigen Förderung von Höhlenbäumen.

Ein Anbohren von Bäumen zur Schaffung von Initialhöhlen hat aufgrund der Kenntnisdefizite bezüglich der Erfolgsaussichten als Maßnahme derzeit nur eine geringe Priorität.

Die Anlage von Gehölzstrukturen zur Aufrechterhaltung / Neuschaffung von Flugrouten hat aufgrund der überwiegend strukturgebundenen Flugweise der Art eine hohe Priorität, wenn sich deutliche Defizite und hohes Potenzial zur Aufwertung im direkten räumlichen Zusammenhang einer Kolonie erkennen lassen und die Maßnahmen walddaher erfolgen.

Maßnahmen zur Strukturanreicherung von Wäldern tragen direkt zur Verbesserung der Lebensstätten in Wälder bei, und sind ebenfalls von hoher Priorität.

Quellen:

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Boye, P. & Dietz, M.; BCT / (Hrsg.) (2005): Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports 661. English Nature. Peterborough. ISSN 0967-876X. 89 pp.

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C. & Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf. Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft;

http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf
134 S.

Dietz, M. & Pir, J. (2009): Distribution and habitat selection of *Myotis bechsteinii* in Luxembourg: implications for forest management and conservation. *Folia Zoologica* 58:327-340.

Dietz, M. (2010): Fledermäuse als Leit- und Zielarten für Naturwald orientierte Waldbaukonzepte. *Forstarchiv* 81: 69-75.

Dietz, M. & Pir, J. (2011): Distribution, Ecology and Habitat Selection by Bechstein's Bat (*Myotis bechsteinii*) in Luxembourg. *Ökologie der Säugetiere*. Band 6 (Verlag: Laurenti), 88 pp.

Fitzsimons, P.; Hill, D. & Greenaway, F. (2002): Patterns of habitat use by female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*) from a maternity colony in a British woodland. <http://www.lifesci.sussex.ac.uk/research/sbrg/radio-tracking%20Mb.doc> (21.03.2011).

FÖA (2011): Arbeitshilfe Fledermäuse und Straßenverkehr. Ausgabe 2011 (Entwurf, Stand Okt. 2011). Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.256/2004/LR „Quantifizierung und Bewältigung verkehrsbedingter Trennwirkungen auf Arten des Anhangs der FFH-Richtlinie, hier Fledermauspopulationen“ des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bearb. Dr. J. Lüttmann, R. Heuser, W. Zachay (FÖA Landschaftsplanung GmbH) unter Mitarbeit von M. Fuhrmann (Beratungsgesellschaft NATUR GbR), Dr. jur. T. Hellenbroich, Prof. G. Kerth (Univ. Greifswald), Dr. B. Siemers (Max Planck Institute für Ornithologie). 108 S.

Glutz von Blotzheim; U.N. & Bauer, K.M. (1991): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Aula-Verlag. Wiesbaden. CD-Ausgabe.

Götz, M. (2005): Untersuchungen zu Artenspektrum, Phänologie und Besatzzahlen von Fledermäusen (Chiroptera) am Brunnen Twickel, einem Winterquartier in der Westfälischen Bucht. Diplomarbeit Univ. Münster (Fak. Biologie). http://www.buero-echolot.de/upload/pdf/Diplomarbeit_Myriam_Gtz.pdf. 1-120.

Kerth, G. (1997): Verbreitung und Schutz waldbewohnender Fledermausarten unter besonderer Berücksichtigung der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) in den Laubwäldern Mainfrankens. *Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz - Materialien* 1/97 S. 27-29.

Kerth, G. (1998): Sozialverhalten und genetische Populationsstruktur bei der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii*. 130 pp., Berlin.

Kerth, G. & Reckardt, K. (2003): Information transfer about roosts in female Bechstein's bats. *Proceeding of the Royal Society of London Series Biological Sciences*. 511-515.

Kerth, G.; Wagner, M.; Weisman, K. & König, B. (2002): Habitat- und Quartiernutzung bei der Bechsteinfledermaus: Hinweise für den Artenschutz. In: Meschede, A.; K.-G. Heller & P. Boye (Bearb.): *Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 71. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz. 99-108.

Kerth, G.; Wagner, M. & König, B. (2001): Roosting together - foraging apart: information transfer about food is unlikely to explain sociality in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behav. Ecol. Sociobiol* 50, pp. 283-291.

Klenke, R.; Biedermann, M.; Keller, M.; Lämmel, D.; Schorcht, W.; Tschierschke, A.; Zillmann, F. & Neubert, F. (2004): Habitatsprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 38, pp. 102-110.

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf

Lüttmann, J. & Trappmann, C. (2003): Untersuchungen zum Jagdverhalten von Bechsteinfledermäusen im Tatenhauser Wald. Grundlagendaten zur Ergänzung der FFH-Verträglichkeitsprüfung für die A 33, Abschnitt 7.1 im FFH-Gebiet Tatenhauser Wald (NRW). Geländeerfassung 2002. Bearb. Lüttmann, J.; Trappmann, C. Gutachten im Auftrag des Landesbetrieb Straßen NRW, Niederlassung Bielefeld. FÖA Landschaftsplanung GmbH (Trier) unveröff. 19 pp. + Anhang.

Lüttmann, J.; Weishaar, M. & Gessner, B. (2003): Nächtliche Aufenthaltsgebiete und Jagdverhalten von Kolonien der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) im Gutland. *Dendrocopos* 30. 17-27.

Meschede, A. & Heller, K.-G. (2000): F&E-Vorhaben des BfN: Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.

Meschede, A. & Heller, K.-G. (2000): *Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66. Bonn - Bad Godesberg.

Meschede, A.; Heller, K.-G.; Boye, P. (2002): *Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 71. Bonn - Bad Godesberg.

- Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M. & Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).
- NACHTaktiv & SWILD (2008): Monitoring von Schadensbegrenzungsmaßnahmen für die Kleine Hufeisennase BAB A 17, VKE 391.3 Kurzbericht - Funktionskontrolle 2008. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der DEGES, Berlin, 23 Seiten.
- Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf> . 132 pp + Anhang.
- Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse - Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus* (N.F.), Berlin 6(3). 289-303.
- Schlapp, G. (1990): Populationsdichte und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteini* (Kuhl, 1818) im Steigerwald (Forstamt Ebrach). *Myotis* 28. 39-58.
- Steinhauser, D. (2002): Untersuchungen zur Ökologie der Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774), und der Bechsteinfledermaus, *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) im Süden des Landes Brandenburg. Schriftenr. Landschaftspflege und Naturschutz 71. 81-98.
- Wolz, I. (1992): Zur Biologie der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteini* (Kuhl, 1818) (Mammalia: Chiroptera). Diss. Univ. Erlangen-Nürnberg. 147pp.
- Zimmermann, K. (1992): Artenschutzprojekt Fledermäuse (Chiroptera) in Rheinland-Pfalz. Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht. Gau Algesheim.

2.2 Braunes Langohr (*Plecotus auritus*)

Braunes Langohr *Plecotus auritus* ID 82

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Besiedeltes Waldareal mit einem Verbund von geeigneten Quartierbäumen und regelmäßig genutzten, speziellen Nahrungshabitaten. Je nach Lage und Verteilung der Quartiere das offensichtliche Aktionszentrum mit eng benachbarten Quartierbäumen (sofern aufgrund der Habitatverteilung im Raum ein Quartierzentrum ausgeprägt ist) oder die verteilt liegenden Quartierbäume (als Einzelelemente zuzügl. direktem Umfeld), sofern ein räumlich eher weitläufiger Quartierverbund besteht (bei dem nacheinander genutzte Quartiere u.U. bis 1,5 - 2 km auseinander liegen können). Bei Gebäudequartieren das Quartier bzw. die Quartierstruktur und ihre unmittelbare Umgebung. Fortpflanzungsstätten sind außerdem die der Partnersuche dienenden „Schwärmquartiere“, meist vor den Eingängen der Winterquartiere.

Ruhestätte: Tagesquartiere (wie Fortpflanzungsstätten im Sommerhalbjahr), im Winter Überwinterung in Stollen und Höhlen, in Kellern, in der nahen Umgebung des Sommerlebensraumes. Nach Angaben der Experten nutzt die Art ihre Sommerquartiere (Gebäude) in NRW auch als Winterquartiere wenn geeignete Strukturen vorhanden sind (z.B. Keller).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- ~~Einzelvorkommen (Kolonie) Die Kolonien im Sommer frequentieren Jagdgebiete innerhalb eines begrenzten Territoriums und nutzen ein weitgehend geschlossenes System von Quartieren. Räumlich benachbarte Gruppen haben praktisch keinen Austausch untereinander (HEISE & SCHMIDT 1988, VAN RIESEN & DOLCH 2003), können aber wenige Meter nebeneinander gelegene Quartiere nutzen; die Aktionsräume können sich überlappen (HEISE & SCHMIDT 1988). Winterquartiere werden nur innerhalb eines relativ kleinen Radius (im Schwerpunkt in einer Distanz von 1-10 km) um die Sommerlebensräume aufgesucht (STEFFENS et al. 2004). Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng (etwa < 100 m) beieinander liegender Winterquartiere (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).~~

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Baumhöhlen und -spalten, häufig in unterständigen Bäumen, im Wald, in Feldgehölzen oder auch in Einzelbäumen (sehr günstig: ≥ 10 Habitatbäume / ha, LANUV 2010) als Fortpflanzungs- und Ruhestätte.
- Auch in Gebäuden, in Mauerspalt, in Hohlräumen z.B. von Zapfenlöchern des Dachgebälks usw. (Sehr günstig: ≥ 3 gut geeignete Quartierangebote pro 10 ha Dorf-/Siedlungsfläche).
- Die Art nutzt ein breites Spektrum an Jagdhabitaten in unterschiedlich strukturierten Laubwäldern, bisweilen in eingestreuten Nadelholzflächen, in Obstwiesen und an Gewässern. Als Nahrung werden vorwiegend Schmetterlinge, Zweiflügler und Ohrwürmer beschrieben, die sie im Flug fängt oder von Blättern abliest.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Jagdgebiete liegen meist im Umkreis von 1 - 2 km, selten weiter um die wechselnden Quartiere.
- Aufgrund der ständigen Quartierwechsel ist die Art auf eine ausreichende Anzahl von Wochenstubenquartieren auf relativ kleinem Raum angewiesen, sowie auf ausreichende Habitatvernetzung mittels (Gehölz-)Strukturen.
 - Jede Kolonie nutzt ein System von Quartieren im Verbund. Die Gruppen spalten sich regelmäßig in Untereinheiten mit wechselnder individueller Zusammensetzung auf (HEISE & SCHMIDT 1988, DOLCH 1995, VAN RIESEN & DOLCH 2003). HEISE & SCHMIDT (1988) wiesen die von ihnen untersuchten Kolonien in 26 Vogel- bzw. Fledermauskästen nach, die allerdings sicher nur ein Teil der tatsächlich genutzten Quartiere darstellten, da die Gruppen das Quartier im Abstand von wenigen Tagen (ein bis vier Tage, z. B. FUHRMANN & SEITZ 1992) wechseln.

- Ununterbrochene oder zumindest an größeren Lücken arme Leitstrukturen (Hecken, Waldränder usw.) zwischen Quartieren und Jagdgebieten sind maßgebliche Bestandteile günstiger Habitate. Je weiter günstige Nahrungshabitate von den Quartierzentren entfernt sind, desto wichtiger sind durchgehende (ununterbrochene) Leitstrukturen bzw. umso ungünstiger wirken sich Lücken in diesem aus (MARTINDALE 2007).

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste innerhalb von Wäldern kurzfristig kompensiert werden. Die Maßnahme zielt auf Waldvorkommen dieser Art und sollte keine Anwendung bei gebäudebewohnenden Vorkommen / Populationen finden. Zur langfristigen Sicherung des Quartierstandorts muss der umliegende Wald aus der regulären forstlichen Nutzung genommen werden: Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder), sodass sich eine ausreichende Anzahl an natürlichen Baumhöhlen entwickeln kann. Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Für die Maßnahmendurchführung wird ein Wald ausgewählt, der die Eignung als Nahrungshabitat aufweist und aufgrund des vorhandenen Entwicklungspotenzials mittel- bis langfristig auch als Quartierwald in Betracht kommt. Fledermauskästen sind vor allem in älteren (aber baumhöhlenarmen) Wäldern auszubringen.
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen im Aktionsraum der betroffenen Kolonie erfolgen. Geeignete Maßnahmenstandorte sind aufgrund der relativ kleinen Aktionsräume, die eine Kolonie oft nur besiedelt (meist wenige (1-3) km²), zuvor fachgutachterlich zu ermitteln, da die Anbringung der Kästen keinesfalls im Aktionsraum einer benachbarten Kolonie durchzuführen ist.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Da die Art als lichtempfindlich gilt, dürfen die Maßnahmenstandorte nicht durch nächtliche Beleuchtung (Straßenlaternen, Siedlungsnähe) beeinträchtigt sein.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (Quelle: ABC-Bewertung, LANUV NRW, 2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Als Wochenstubenquartiere werden nach Erfahrungswerten u.a. Rundkastentypen angenommen (Fledermaushöhle FLH und FGRH - Fa. Hasselfeldt, Fledermaushöhle 2F und 2FN - Fa. Schwegler) (u.a. DIETRICH 1998, DIETRICH & DIETRICH 1991, MESCHÉDE ET AL. 2002, HÜBNER 2002, SCHOLZ 1995, SCHLAPP 1990), aber auch eine Reihe weiterer Bauformen, wie Vogelnistkästen, u.a. mit Vorwölbung am Einflugloch (Marderschutz,) wie der Typ 3SV (Fa. Schwegler).
- Nach Angaben der Experten aus NRW sollten möglichst auch großvolumige Kästen ausgebracht werden (Typen-Mix).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3 - 4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.

- Kasten tragende Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen. In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5 - 10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Die einzelnen Kolonien bzw. Kolonieverbände haben mitunter stark tradierte Nutzungsgewohnheiten bezüglich der Wahl von Wald- bzw. Gebäudequartieren. Vor Ergreifen der Maßnahme muss durch eine Untersuchung sichergestellt sein, dass es sich um eine waldbewohnende Kolonie handelt.
- Nach Experteneinschätzung könnten als Maßnahmenfolge Beeinträchtigungen benachbarter Kolonien auftreten, sofern es zu Konkurrenzsituationen durch ein „Zusammendrängen“ benachbarter Kolonien aufgrund dieser Maßnahme käme. Deswegen sollen keine Kästen im möglichen Überlappungsbereich benachbarter (nicht beeinträchtigter, rein Baumhöhlen nutzender) Kolonien eingesetzt werden.
- Nach Angaben der Experten aus NRW ist diese Art eine Pionierart, welche stets auf der Suche nach neuen Quartieren ist und schon nach sehr kurzer Zeit (<2 Wochen) in neu angebrachten Kästen aufgefunden werden konnte. Das Braune Langohr scheint jedoch nicht sehr konkurrenzstark zu sein und wird häufig von anderen (größeren) Fledermausarten langfristig aus den Quartieren wieder vertrieben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird häufig vorgeschlagen bzw. dokumentiert (z. B. VAN RIESEN & DOCH 2003; Internetquellen s.u.). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Nach HÜBNER (2002) gilt das Braune Langohr als Erstbesiedler von Nistkästen verschiedenster Typen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008). Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme: „Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen“.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich (FL1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuschaffung von Quartier geeigneten Strukturen im Siedlungsbereich sollen Quartierverluste kompensiert werden (diese Maßnahme gilt nur für den Fall, dass bestehende Quartiere im Siedlungsbereich, beispielsweise auf Dachböden oder sonstige Spaltenquartiere verloren gehen). Zu unterscheiden ist zwischen Quartieren von Einzeltieren und Wochenstubenquartieren (Einzeltiere gelten bezügl. der Quartierannahme tendenziell als Pioniere, die neue Quartiere schnell auffinden und nutzen). Möglichkeiten, Gebäudestrukturen zu erhalten sind bei REITER & ZAHN (2006) dargestellt. Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nicht allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Gehen Gebäudequartiere verloren, ist Ersatz nur durch strukturell vergleichbare Gebäude zu schaffen. Bei Neuschaffung von geeigneten Quartieren ist die Einbeziehung von fachkundigen Experten bei der Auswahl des Standortes und der Maßnahmenumsetzung unbedingt erforderlich. Die neuen Quartiere sollten möglichst nahe an oder innerhalb geeigneter Nahrungslebensräume realisiert werden oder müssen über Leitstrukturen (z. B. Baumreihen) an solche angebunden sein.
- Warme Dachböden werden offenbar bevorzugt (REITER & ZAHN 2006); insgesamt sollen Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatureigenschaften zur Verfügung stehen (besonnt/warm bis ausgeglichen).
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die anderen konkurrierenden Arten keinen Zutritt erlauben). Bei allen Arbeiten an Gebäuden ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen nach eigenen Erfahrungen der Gutachter meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Nähere Angaben zum Teilerhalt und zur Sanierung von Dachbodenquartieren des Braunen Langohrs s. bei REITER & ZAHN (2006, S. 100 ff.).
- Bezügl. des vollständigen Ersatzes von Gebäudequartieren für das Braune Langohr bestehen kaum Erfahrungen. REITER & ZAHN (2006: S.102) berichten aus England, wo ein neu erbautes Gebäude als Ersatzquartier für Fledermäuse im Zuge von Ausgleichsmaßnahmen für ein im Rahmen eines Autobahnbaues abgerissenes Wochenstubenquartier von Braunen Langohren errichtet wurde. Die Distanz zu den ehemaligen Quartieren betrug bis zu 1 km. Erste Anzeichen einer Besiedelung zeigten sich nach zwei Monaten und Braune Langohren nutzten das Quartier im ersten Jahr als Wochenstubenquartier, wobei die Koloniegröße in etwa jener des alten Quartiers entsprach.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Es wird empfohlen, von den Fledermäusen genutzte Strukturen aus dem verloren gehenden Quartier auszubauen und für die Neugestaltung des neuen Quartiers zu nutzen).
- Nach Angaben der Experten sollten relativ große Einflugöffnungen ins Quartier vorhanden sein, da diese Art nicht gerne klettert, sowie verschiedene Temperaturzonen in den potenziellen Verstecken. Eine große Anzahl an verschieden ausgeprägten Verstecken (Zapfenlöcher, kleine Spalten im Mauerwerk, Verstecke auf Dachböden) erhöht den Maßnahmenerfolg, da diese Art eine hohe Flexibilität bezüglich der Quartierwahl aufweist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist mindestens alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten. Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen ist unabdingbar.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen vor (s.o.). Es sind jedoch Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden. Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind im Einzelfall vorhanden (in: REITER & ZAHN 2006).
- Ein Risikofaktor für den Maßnahmenerfolg ist die im konkreten Fall u.U. stark ausgeprägte Traditionsbindung der Fledermausindividuen, wenn ein Quartier nicht spiegelbildlich zu den verlorengehenden Strukturen hinsichtlich der Hangplatzqualität und der Lage der Einflugöffnungen hergestellt werden kann. Welche Veränderungen der Hang- und Eingangsstrukturen die Fledermäuse noch tolerieren, ist weitgehend unbekannt.
- Zu unterscheiden ist zwischen Quartieren von Einzeltieren und Wochenstubenquartieren: Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur bei Einzeltieren als mittel eingeschätzt, sofern die genannten Rahmenbedingungen gewahrt werden können. Sind Wochenstuben betroffen, ist die Erfolgswahrscheinlichkeit aufgrund der Schwierigkeit der Herstellung neuer Gebäudequartiere und der starken Traditionsbindung der Tiere an bestehende Quartiere gering.
- ~~Aufgrund der Unwägbarkeiten, insbesondere bei der möglicherweise aufwendigen Herstellung neuer Quartiere sowie wegen der Traditionsbindung an genutzte Quartiere, sind ein maßnahmenbezogenes und ein populationsbezogenes Monitoring notwendig.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

- | | | | |
|------------------------------------|---|--|--------------------------------------|
| Kenntnisstand zur Ökologie der Art | hoch <input type="checkbox"/> | mittel <input checked="" type="checkbox"/> | gering <input type="checkbox"/> |
| Entwickelbarkeit der Strukturen | kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/> | mittelfristig <input type="checkbox"/> | langfristig <input type="checkbox"/> |
| Belege | hoch <input type="checkbox"/> | mittel <input checked="" type="checkbox"/> | gering <input type="checkbox"/> |

Fazit Eignung: gering

3. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden, da sich diese meist in historischen Gewölben, Kellern oder unterirdischen Stollen, Höhlen o.ä. befinden, die mikroklimatische Besonderheiten aufweisen und durch eine langjährige Tradition von den Tieren genutzt werden.

- Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einsehbaren Hohlräumen verstecken können, kann der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers lediglich durch einen fachkundigen Spezialisten zuverlässig eingeschätzt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich.

Gehen Winterquartiere verloren, kann in der Regel nur Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- bisher nicht zugängliche unterirdische Hohlräume in Form von Kellern, Stollen, Bunkeranlagen etc. geöffnet werden.
- vorhandene als Winterquartier genutzte Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Maßnahme ist beschränkt auf sporadische Vorkommen von Einzeltieren und nur dann anzuwenden, wenn einzelne Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen. Traditionelle Dauerquartiere müssen stets als Einzelfall betrachtet werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Störungsfreie Quartierumgebung, insbesondere Beleuchtungsfreiheit.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

- Neu hergestellte Quartiere sollten in Größe, Aufbau und Struktur dem verloren gehenden Quartier möglichst entsprechen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff)
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten (Vergitterung)
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur
 - Wiedereröffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (z.B. HERTER 2007).
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, REITER & ZAHN 2006).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Quartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren.
- In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt und von Spezialisten begleitet werden; sie können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.
- Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen.
- Es ist stets zu beachten, dass darüber hinaus meist auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sind, die möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es sind Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden (siehe <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>).
- Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden.

- Der Maßnahmentyp Sanierung wird naturschutzfachlich als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. Erhaltung von unterirdischen Schwarm- und Winterquartieren (v.a. Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern, Vermeidung von Umnutzungen und Störungen, Besucherlenkung, Erhalt und Förderung einer naturnahen Umgebung, s. z.B. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aber nicht vor.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Empfehlungen in der Literatur als grundsätzlich gegeben eingeschätzt. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht allerdings eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Mittel

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann oder andere notwendige Maßnahmen (Sicherung des Zuganges) unternommen werden, können die Maßnahmen als besonders sinnvoll und insoweit als mittelfristig zu planende FCS-Maßnahme geeignet angesehen werden).

4. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Langohren (Gatt. *Plecotus*) gelten als empfindlich gegenüber Zerschneidungen ihrer Flugwege. Nach Erkenntnissen britischer Forscher (Kurzfassung in MARTINDALE 2007) können Unterbrechungen in Hecken von wenigen Metern bereits dazu führen, dass Braune Langohren einen Flugweg nicht weiter verfolgen. Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden (SWIFT 1997). Durch das Schließen von Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt.

In geschlossenen Waldgebieten dienen Waldwege und –schneisen als Flugrouten, soweit die Waldbestände nicht direkt durchflogen werden. Ein Herstellen von solchen Schneisen als Flugrouten ist im Allgemeinen nicht erforderlich / sinnvoll.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen dem Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist im Einzelfall das Pflanzgut auszuwählen; im Idealfall sind schnellwüchsige Arten, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, zu verwenden, damit sich eine funktionale Leitstruktur für Fledermäuse relativ schnell entwickeln kann.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils einen Flugweg / verloren gehende Struktur muss eine neue entsprechend entwickelt werden.
- Eine regelmäßige Pflege des Maßnahmenstandorts durch Gehölzschnitt sollte nicht erfolgen. Ist dies nötig, sollte jedoch sowohl ein zeitliches, als auch räumlich getrenntes Zurückschneiden / „auf den Stock setzten“ stattfinden, sodass die Maßnahme ihre Eigenschaft als Leitstruktur nicht verliert. Die Resthöhe der gepflegten Abschnitte sollte lt. Angaben der Experten mindestens 1 m betragen. Ansonsten müssen entsprechende Strukturen durch vergleichbare Zaunkonstruktionen, Pflanzungen o.ä. ersetzt werden.
- Fachliche Einschätzung: Eine Wirksamkeit dieser Maßnahme wird bei einer Gehölzhöhe ab 1 - 2 m erreicht sein.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (Einzelbaumpflege, s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind breitere Zufahrten (>10 m) im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen.
- Damit im Bereich notwendiger Zufahrten nicht die von der Art benötigten akustisch wirksamen Leitstrukturen fehlen, werden die Zufahrten temporär oder dauerhaft mit Zäunen oder vergleichbarem so zugestellt, dass eine annähernd lückenlose Verbindung zwischen den Heckenenden besteht.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) und sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Diese Maßnahme besitzt in Fällen, bei denen das Quartier der Tiere und ihre Jagdgebiete durch Offenland voneinander getrennt sind, eine hohe Priorität, da diese Art sehr strukturgebunden fliegt und schon kleinere Lücken in den Leitstrukturen als Barriere wirken können.
- Bei der Planung einer Neuanlage von Gehölzstrukturen sind die möglichen (negativen) Auswirkungen auf andere Arten (u.a. Offenlandbrüter) zu berücksichtigen und ggf. naturschutzfachlich gegeneinander abzuwägen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist auf günstigen Standorten kurzfristig (1-5 Jahre je nach Standort und Pflanzware) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (Nachweise strukturgebundener Fledermausarten an 2-3 m hohen neuen Heckenstrukturen im Zuge wissenschaftlicher Nachkontrollen an der BAB A 17 bei Dresden; NACTaktiv / SWILD 2007).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standortbedingungen – kurz- bis mittelfristig (1-5 Jahre) umsetzbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt.
- Wissenschaftliche Belege existieren meist nur mittelbar bzw. nur in der grauen Literatur (MARTINDALE 2007, NACTaktiv/SWILD 2007). ENTWHISTLE et al. (1996) fanden heraus, dass Braune Langohren beim Wechsel zwischen ihren Jagdgebieten längere Wege in Kauf nehmen, wenn sie sich entlang von Hecken bewegen konnten. Die Plausibilität der Maßnahme wird als hoch eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (Verdichten von Waldrändern) (W4.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd ist das Braune Langohr auf insektenreiche, strukturierte Habitate angewiesen. Beute der Art sind mittelgroße Insekten; insbesondere Schmetterlinge, Fliegen, aber auch Spinnen (MEINECKE 1991). Die Jagd erfolgt im Flug; teilweise werden auch auf Blättern sitzende Beutetiere im sehr langsamen Rüttelflug erjagt („foliage gleaning“). Der Verzehr der Beute erfolgt im Allgemeinen an einem „Fraisplatz“.

Die Anforderungen an das Jagdhabitat werden von strukturreichen inneren und äußeren Grenzlinien im Wald am besten – im Vergleich zum Waldinnenraum und zu Offenlandflächen - erfüllt (EKMAN & DE JONG 1996). Deswegen können Nahrungshabitate für die Art durch Erhöhung des Anteils strukturreicher Grenzlinien neu geschaffen werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Waldbestand im räumlich-funktionalen Zusammenhang zu der betroffenen Kolonie mit entsprechender Eignung und hohem Aufwertungsbedarf aus naturschutzfachlicher Sicht. Möglichst südexponierte, warme Randlagen (Insektenreichtum).
- Wenn möglich, direkte Anbindung an weitere potenzielle Nahrungshabitate, wie strukturreiche Siedlungsumgebung mit Hecken, Bachläufen, Streuobstwiesen, usw.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich. Vor dem Hintergrund, dass die Art als besonders empfindlich gegenüber Barrieren und gegenüber Kollisionen gilt, sollten Nahrungshabitate und Quartierhabitate zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein. Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte (subjektive fachliche Einschätzung): Als Faustwert kann als eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes eine Erhöhung der Grenzlinienlänge /-dichte um 10% angesehen werden.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche (Eingriffsfläche: Kompensationsfläche mind. 1:1).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Waldrandpflege alle 5 – 10 Jahre (Offenhaltung, ggf. waldbauliche Eingriffe bei ungünstiger Entwicklung oder Dominanz unerwünschter Arten).
- Waldinnenränder: Die Maßnahmen müssen v.a. darauf ausgerichtet werden, den Waldrand / die Schneise als Flugraum der Art zu erhalten. Hierzu müssen die Freiflächen mindestens mit einer Breite von ≥ 5 m angelegt werden (unter Berücksichtigung des Flugverhaltens der Art einerseits (vgl. ASCHHOFF et al. 2006) und geringer Pflegebedürftigkeit andererseits).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig umsetzbar.
- In stark vergrasteten, windexponierten Beständen kann es schwierig sein, entsprechende Strukturen, z.B. durch Unterpflanzung, zu entwickeln.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurz- bis mittelfristig (meist < 5 Jahre) entwickelbar.
- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Von einer Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zur Herstellung von Nahrungshabitaten wird ausgegangen.
- Die Plausibilität der Maßnahme wird als mittel eingestuft; eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme ist in der Regel nicht herstellbar (insoweit ist auch der Maßnahmenenerfolg nicht eindeutig betroffenen-/artbezogen feststellbar).

- ~~Da bislang keine Erfahrungen zur Umsetzung und Wirksamkeit / Eignung speziell für das Braune Langohr vorliegen, ist ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen.~~

Risikomanagement / Monitoring:

~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
~~erforderlich (populationsbezogen)~~
~~bei allen Vorkommen~~
~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

~~Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.~~

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

6. Strukturanreicherung von Wäldern (W1.1/W5.2, W2.1, W2.5, O3.1.3, G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten durch waldbauliche Maßnahmen mit der Zielsetzung, horizontal und vertikal vielschichtige Wälder / Gehölzstrukturen entstehen zu lassen (siehe die separaten Maßnahmenbeschreibungen):

- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
- Auflichten von dichten Beständen
- Nutzungsaufgabe und/oder Förderung von Totholz
- Anlage von Stillgewässern
- Anlage von Streuobstwiesen in direkter Nachbarschaft zu Waldrändern

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitats zu ersetzen.

Hinweis: Wegen der Flexibilität der Art bezüglich der Nahrungshabitate sind diese nur in Ausnahmefällen bestandslimitierend.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Waldbestand im räumlich-funktionalen Zusammenhang zu der betroffenen Kolonie mit entsprechender Eignung und hohem Aufwertungsbedarf aus naturschutzfachlicher Sicht.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Vor dem Hintergrund, dass die Art als besonders empfindlich gegenüber Barrieren und gegenüber Kollisionen gilt, sollten Nahrungshabitate und Quartierhabitate zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein. Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Die individuelle Nahrungshabitatgröße wird je nach Qualität mit 0,3 - 10,5 - 21 ha angegeben (MESCHEDÉ & HELLER 2000), der Aktionsraum mit 1 km bis 3,3 km.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Neben der Strukturanreicherung von Wäldern erscheint lt. Angaben der Experten aus NRW die Anlage von Streuobstbeständen angrenzend zu genutzten Wäldern als sinnvolle Maßnahme zur Verbesserung der Nahrungssituation des Braunen Langohrs.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig: Anlage von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach kurzer Zeit aufgesucht und bejagt (pers. Mitt. J. LÜTTMANN).
- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auflichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitate werden durch die Auflichtung erst bejagbar. Allzu dichte (Jung-)Bestände werden dagegen nicht bejagt (u.a. KLENKE et al. 2004).
- Kurzfristig / unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Mittel- bis langfristig / unbekannt: Nutzungsaufgabe und/oder Förderung von Totholz.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind z.T. kurzfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung eher mittel- bis langfristig zu erwarten. Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise (SIMON et al. 2004: 177, MESCHEDÉ & HELLER 2000: 214, BRAUN & DIETERLEN 2003: 502). Die Verfügbarkeit von Nahrung / Beutetieren wird plausibel erhöht, sei es durch Verbesserung des Zuganges zum Nahrungshabitat, sei es durch Erhöhung des Beutetierangebotes (erhöhte Emergenz an Nahrungsinsekten an einem Waldgewässer im Vergleich zum benachbarten Wald bzw. erhöhte Beutetierdichte / Beutetierartenzahl an der Eiche gegenüber anderen heimischen und nicht heimischen Baumarten). Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen mehrheitlich als hoch eingestuft. Die Maßnahmen entsprechen den Empfehlungen in der Literatur (u.a. RICHARZ 1997: 299).

- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittelfristig / unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp)

7. Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (W1.1, W1.4, W5.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / waldbauliche Maßnahmen:

- Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >30cm, 10 Bäume / ha), wobei nicht nur Einzelbäume, sondern eher größere Flächen zur Anlage eines Pufferbereiches um die Einzelbäume aus der Nutzung genommen werden sollen.
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz, Nutzungsverzicht als „Altholzinseln“.
- Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).
- U.U. flankierend aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte, Laub(Misch)-Altholzbestände anzusehen. Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insektdichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes.
- Auch ist Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden.
- Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum, als auch den Insektenreichtum fördern. Am besten
 - alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten Schwarzspecht, Mittelspecht, Grau- und Grünspecht.

- Maßnahmen zur Schaffung dauerhaft totholzreicher optimaler Waldstrukturen durch Förderung mäßig lichter, stellenweise besonnter Waldbereiche (Durchforstung).

Die Maßnahmen / Maßnahmenflächen sind geeignet, wenn sie folgende Umsetzung auf denselben Flächen oder eng räumlich benachbart erlauben:

- Erhalt einer ausreichenden Dichte von Höhlenbäumen (>8-10 / ha) (MESCHEDE & HELLER 2000, FRANK 1997).
- Erhöhung des Anteils sehr alter Eichen (wenn vorhanden) (Optimalphase >(120) 140 Jahre – 250 Jahre) und Buchen (z.B. durch Schaffung nutzungsfreier Waldbestände / Einzelbäume oder Heraufsetzung des Endnutzungsalters).
- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann zur Förderung besonnter Flächen eine geringe Auflichtung durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 %) (in Anlehnung an GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991:1215).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Flächen / Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >20cm, 10 Bäume / ha.
- Unbekannt: Aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss, baumchirurgische Maßnahmen).
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.
- Langfristig: Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurz- bis mittelfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung (Zunahme der Habitatqualität und –menge) eher mittel- bis langfristig zu erwarten.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise. Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen als hoch eingestuft. Die Maßnahmen entsprechen den allgemeinen Empfehlungen in der Literatur (u.a. RICHAZ 1997: 299; MESCHEDE et al. 2002).
- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittel-, langfristig oder unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.
- Der Nutzungsverzicht, d.h. Sicherung bereits vorhandenen günstigen Potenzials, soll als Ergänzung / in Kombination mit weiteren (vorgezogen möglichen) CEF-Maßnahmen durchgeführt werden.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch bis mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp)

Fazit: Für das Braune Langohr stehen Maßnahmen zur Bereitstellung von Quartieren sowie von Sommer- und Winterhabitaten zur Verfügung. Die Maßnahmen werden z.T. aber erst mittelfristig wirksam. Z.T. sind die Maßnahmen noch unerprobt und werden deswegen nicht als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme empfohlen.

Angaben zur **Priorität:**

Maßnahmen zur Verbesserung der Quartiersituation haben aufgrund der kleinen Aktionsräume und der begrenzten Verfügbarkeit von Quartieren in Baumhöhlen für diese konkurrenzschwache Art eine hohe Priorität. Die Entwicklung / Förderung von Baumquartieren als natürliches Quartierpotenzial hat, wie für alle Fledermausarten, die regelmäßig Baumhöhlen als Quartier nutzen, eine hohe Priorität. Kurzfristig kann durch die Installation von Fledermauskästen in Wäldern geeignetes zusätzliches Quartierangebot bereitgestellt werden.

Die Schaffung von geeignetem neuem Quartierpotenzial an Gebäuden ist für die Art möglich, hat aber aufgrund der unsicheren Prognosen auf Erfolg geringe Priorität als Maßnahme speziell für das Braune Langohr.

Die Anlage von Gehölzstrukturen als Flugrouten ist je nach Standort kurzfristig wirksam und hat aufgrund der überwiegend strukturgebundenen Flugweise eine hohe Priorität bei der Vernetzung und Wiederherstellung strukturreicher Landschaften und Lebensräumen, die als Nahrungshabitate bevorzugt von Braunen Langohren besiedelt werden.

Maßnahmen zur Strukturaneicherung von Wäldern können aufgrund der relativ kleinen Aktionsräume einer Kolonie ebenfalls wirksam sein, wenn sich deutliche Defizite und hohes Potenzial zur Aufwertung im direkten räumlichen Zusammenhang einer Kolonie erkennen lassen.

Quellen:

Aschoff, T.; Holderied, M.; Marckmann, U. & Runkel, V. (2006): Forstliche Maßnahmen zur Verbesserung von Jagdlebensräumen von Fledermäusen. Abschlussbericht für die Vorlage bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. <http://www.dbu.de/PDF-Files/A-22437.pdf>. 20.10.08, 70 pp.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Braun, M. & Dieterlen, F.; /Hrsg. (2003): Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 1. Allgemeiner Teil Fledermäuse (Chiroptera), Stuttgart (Ulmer). 687 pp.

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C. & Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf, pp. 134.

Dietrich J. & Dietrich, H. (1991): Untersuchungen an baumlebenden Fledermäusen im Kreis Plön. - *Nyctalus* 4(2): 153-167.

Dietrich, H. (1998): Zum Einsatz von Holzbeton-Großhöhlen für waldbewohnende Fledermäuse und zur Bestandsentwicklung der Chiropteren in einem schleswig-holsteinischen Revier nach 30-jährigen Erfahrungen. *Nyctalus* 6 (5): 456-467.

Dolch, D. (1995): Beiträge zur Säugetierfauna des Landes Brandenburg - Die Säugetiere des ehemaligen Bezirks Potsdam. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg. Sonderheft 1995: 1-95.

Ekman, M. & de Jong, J. (1996): Local patterns of distribution and resource utilization of four bat species (*Myotis brandti*, *Eptesicus nilssonii*, *Plecotus auritus* and *Pipistrellus pipistrellus*) in patchy and continuous environments. *J. Zool. (London)* 238: 571-580.

Entwistle, A. C.; Racey, P. A. & Speakman, J. R. (1996): Habitat exploitation by a gleaning bat, *Plecotus auritus*. *Philosophical Transaction Royal Society London* 351. 921-931.

Fuhrmann, M. & Seitz, A. (1992): Nocturnal activity of the brown long-eared bat (*Plecotus auritus* L., 1758): data from radio-tracking in the Lenneberg forest near Mainz (Germany). Priede, I.G. & S.M. Swift (Eds.): Proceedings of the 4th European Conference on Wildlife Telemetry. Remote Monitoring and Tracking of Animals. Chichester (Ellis Horwood). 538-548.

- Heise, G. & Schmidt, A. (1988): Beiträge zur sozialen Organisation und Ökologie des Braunen Langohrs (*Plecotus auritus*). *Nyctalus N.F.* 2(5). 445-463.
- Herter, R. (2007): Unkonventionell aus Holzbetonresten hergestellte Wand- und Deckenelemente als ideale Winterquartierausstattung für Fledermäuse. *Nyctalus N.F.* 12 (4). 325-330.
- Hübner, G. (2002): Fledermauskästen als Ersatzquartiere: Möglichkeiten und Grenzen. *Berichte ANL* 26, pp. 151-161.
- Klenke, R.; Biedermann, M.; Keller, M.; Lämmel, D.; Schorcht, W.; Tschierschke, A.; Zillmann, F. & Neubert, F. (2004): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 38, pp. 102-110.
- LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf
- Martindale, R. (2007): Bats and gaps in hedges (Abstract). Bat Conservation Trust. 31.08.- 02.09.2007 Conference abstracts 2007. http://www.bats.org.uk/publications_download.php/383/ABSTRACTSSept07_000.pdf (03.10.2010)
- Meineke, T. (1991): Auswertung von Fraßresten der beiden Langohrarten *Plecotus auritus* L. und *Plecotus austriacus* (Fischer). *Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs.* 26: 37-45.
- Meschede, A. & Heller, K.G.; Leittl, R. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen im Wäldern. Teil 1. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66. 374 pp.
- Meschede, A.; Heller, K.-G.; Boye, P. (2002): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 71. Bonn - Bad Godesberg.*
- Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M. & Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).
- NACHTaktiv & SWILD (2008): Monitoring von Schadensbegrenzungsmaßnahmen für die Kleine Hufeisennase BAB A 17, VKE 391.3 Kurzbericht - Funktionskontrolle 2008. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der DEGES, Berlin, 23 Seiten.
- Reiter, G. & Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gov.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>. 132 s. und Anhang.
- Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse - Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus (N.F.)*, Berlin 6(3). 289-303.
- Schaub, A.; Ostwald, J. & Siemers, B. (2008): Foraging bats avoid noise. *J Exp Biol.* 211(19): 3174-3180.
- Schlapp, G. (1990): Populationsdichte und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteini* (Kuhl, 1818) im Steigerwald (Forstamt Ebrach). *Myotis* 28, pp. 39-58.
- Scholz, A. (1995): Untersuchung zur Folgenutzung, Bevorzugung und Neubesiedlung von Kunsthöhlen unter besonderer Berücksichtigung der Fledermäuse - Staatsexamensarbeit, Universität Heidelberg.
- Simon, M.; Hüttenbügel, S. & Smit-Viergutz, J. (2004): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Dörfern und Städten, *Schriftreihe für Landespflge und Naturschutz* 76, 263 pp.
- Steffens, R., U. Zöphel & D. Brockmann (2004): 40 Jahre Fledermausmarkierungszentrale Dresden, methodische Hinweise und Ergebnisübersicht. *Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.*
- Swift, S.-M. (1997): The use of flyways by bats in Scotland. *Scottish Bats* 4: S. 36 – 37.
- Swift, S. (1998): Long-eared Bats. Harcourt Publishers Ltd. (ISBN: 0856611085). 208 pp.
- Van Riesen, J. & Dolch, D. (2003): Ergebnisse einer Langzeitstudie an einer Reproduktionsgemeinschaft des Braunen Langohrs (*Plecotus auritus* L., 1758) in einem Fledermauskastenrevier in Nord-Brandenburg. *Nyctalus N.F.* 8(5). 427-435.

2.3 Breitflügelgedermaus (*Eptesicus serotinus*)

Breitflügelgedermaus *Eptesicus serotinus* ID 83

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Quartier im Siedlungsraum, ggf. einschließlich Ausweichquartieren in enger Nachbarschaft (Quartierverbund).

Ruhestätte: Spaltenverstecke an und in Gebäuden, Felsspalten, geräumigen Kellern sowie Stollen oder Höhlen (Einzelobjekte). Bevorzugt werden im Winter Quartiere mit einer geringen Luftfeuchte sowie einer Temperatur zwischen 3-7°C (<http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/>)

Breitflügelgedermäuse finden Nahrung in ausreichender Menge insbesondere in Landschaftsräumen, die großflächige Grünlandhabitats mit entsprechend extensiver Grünlandnutzung durch Weidevieh aufweisen. Unter bestimmten Konstellationen können diese Nahrungshabitats im Umfeld des Quartiers für das Vorkommen der Lokalpopulation (Kolonie) essenziell sein.

Lokalpopulation

[Abgrenzung der Lokalpopulation \(lt. LANUV\)](#)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\) Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere](#) (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Breitflügelgedermaus nutzt bevorzugt Spaltenquartiere (ROSENAU & BOYE 2004) wie zum Beispiel Hohlspalten in der Dachkonstruktion und in Zwischendecken sowie Außenmauerspalten. Als Verstecke werden sehr unterschiedliche Strukturen angenommen, in Abhängigkeit davon, wo ein günstiges Mikroklima herrscht und entsprechende Spalten vorhanden sind (oft an der Oberfläche von Firstbalken; GEBHARD 1997, DENSE 1992, HÜBNER 1991). Eine enge Öffnung mit 5–6 cm Durchmesser, die eine Unterbrechung des Fluges erfordert, reicht für sie aus, um zum Quartier zu gelangen.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Ein Quartiersystem umfasst eine größere Zahl von Quartieren, welche wiederholt im Wechsel genutzt werden. In Niedersachsen und Mittelhessen (nach verschiedenen Autoren, zitiert in ROSENAU 2001: S.66) wurden zwischen 4 und 31 Quartieren genutzt.
- Der maximale Abstand zwischen zwei Quartieren betrug zwischen 150-300 m (SIMON et al. 1999, DENSE 1992, ROSENAU 2001).
- Quartierwechsel zwischen benachbarten Quartieren (Quartierverbund / Quartiersystem) treten regelmäßig auf (alle 4-5 Tage in mittelhessischen Wochenstuben nach SIMON et al. 1999, alle 2-5 Tage in Wochenstuben im Berliner Stadtgebiet nach ROSENAU 2001). Auslöser sind vermutlich hohe Temperaturen; sehr warme Quartiere werden verlassen und klimatisch geeignetere möglichst im nahen Umfeld aufgesucht (ebd.).
- Jagdhabitats liegen unter Umständen in größerer Entfernung von den Wochenstubenquartieren; meist in einem Radius von durchschnittlich 6,5 km (maximal 12 km), bei säugenden Weibchen 4,5 km um das Quartier (CATTO et al. 1996, HARBUSCH 2003). Im städtischen Bereich jagen Breitflügelgedermäuse selten weiter als 1.000 m vom Quartier entfernt (ROSENAU 2001).

Maßnahmen

1. Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich (FL1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuschaffung von quartiergeeigneten Strukturen im Siedlungsbereich sollen Quartierverluste kompensiert werden (diese Maßnahme gilt nur für den Fall, dass bestehende Quartiere im Siedlungsbereich, beispielsweise auf Dachböden oder sonstige Spaltenquartiere verloren gehen).

Möglichkeiten, Gebäudestrukturen zu erhalten sind bei DIETZ & WEBER (2000) und REITER & ZAHN (2006) dargestellt. Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nicht allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in DIETZ & WEBER 2000, REITER & ZAHN 2006, LfU BAYERN 2008).
- In der Regel sollen verschiedene Hangmöglichkeiten entsprechend der unterschiedlichen Präferenz (temperaturabhängig) bereitstehen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die anderen konkurrierenden Arten keinen Zutritt erlauben).
 - Bei allen Arbeiten an Gebäuden ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.
 - Öffnung des Zuganges¹: Schaffung von mehreren Zugangsmöglichkeiten, beispielsweise durch Fledermausluken (trichterförmige Lüftungsöffnung, die in die Dachschräge eingebaut wird, mit mindestens ca. 40 cm Breite und höchstens 7 cm, bei Gefahr des Taubenbesatzes 6 cm Höhe, siehe FAIRON et al. 2002).
- Weitere Vorschläge und nähere Angaben u.a. in FAIRON et al. (2002).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in DIETZ & WEBER 2000, FAIRON et al. 2002, REITER & ZAHN 2006, LfU BAYERN 2008).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Wochenstubenquartieren von Mitte August (Auflösung der Wochenstube meist bereits abgeschlossen) bis Anfang April und bei Winterquartieren von Mitte April bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens der April.
- Weitere Optimierungsmöglichkeiten:
 - Einbau von taubensicheren Durchflugmöglichkeiten für Fledermäuse (LfU BAYERN 2008) in Dach- und / oder Giebelnfenster oder Schleppegauben. Dadurch können verschlossene Dachböden zugänglich gemacht werden. Beispiele in LfU 2008: http://www.fledermaus-bayern.de/content/fldmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf.
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (Schemazeichnungen aus DIETZ & WEBER 2000 über NABU Hessen, <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>): Neben Hangmöglichkeiten im Giebel von Dachböden sowie in engen Nischen / Spalten von Deckenbohlen können geeignete Spaltenverstecke zum Beispiel mittels im Abstand von 5–7 cm parallel verlaufenden Dachlatten geschaffen werden.
 - Spalten als Giebelverkleidung (<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>).

¹ Die vorhandenen Öffnungen in Türmen und Dachböden der Gebäude sind im Allgemeinen fast hermetisch geschlossen worden und können deshalb nicht mehr von Fledermäusen besucht werden. Die potenziellen Zugänge eines Kirchenraumes (Schalllöcher, Fenster, Rüstlöcher), eines Dachbodens (Lüftungsöffnungen um die Fußpfette, Rüstlöcher, Luken, Lüftungsziegel oder-öffnungen) sowie der verschiedenen Giebel (Fenster, Rüstlöcher) sind oft abgedichtet worden, um eine Besiedlung durch Tauben zu vermeiden.

- Weitere erhältlich beim NABU Hessen, Friedenstr. 26, 35578 Wetzlar.
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden. Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz zu verzichten.
 - Fledermausverträgliche Holzschutzmittel:
<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>
 - Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art und Umfang sowie sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Es wird empfohlen, von den Fledermäusen genutzte Strukturen aus dem verloren gehenden Quartier auszubauen und für die Neugestaltung des neuen Quartiers zu nutzen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist regelmäßig auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen.
- Bei der Breitflügelfledermaus ist der Kot vergleichsweise auffällig. Verschmutzungen durch Fledermauskot können nicht vermieden werden. Darüber sollte im Vorfeld aufgeklärt werden, damit Nutzungskonflikte vermieden werden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund unzureichender Erfahrungen können keine zeitlichen Angaben gemacht werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen vor (s.o.). Es sind jedoch Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen / Präferenzen vorhanden. Es ist bislang nicht bekannt, welche funktionale Rolle einzelne Quartiere innerhalb des Quartiersystems haben. Entsprechend kann auch nicht mit hoher Sicherheit beurteilt werden, ob der Verlust einzelner (Teil-)quartiere von der betroffenen Wochenstubenkolonie kurzfristig kompensiert wird (sofern Ersatzquartiere bereitstehen).
- Die benötigten Quartierstrukturen stehen kurzfristig bereit.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird in der Literatur als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. NLWKN 2010). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen (neue Einrichtung eines Quartiers für die Breitflügelfledermaus) liegen nicht vor. Hinweise, die den Maßnahmentyp infrage stellen, beziehen sich darauf, dass die Traditionsbindung der Fledermaus-Individuen nicht unterschätzt werden darf und der Maßnahmenerfolg ungewiss bleibt, wenn ein Quartier nicht spiegelbildlich zu den verlorengehenden Strukturen hinsichtlich der Hangplatzqualität und der Lage der Öffnungen für den Einflug hergestellt werden kann; die Maßnahme als solche wird nicht in Frage gestellt.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt, sofern die genannten Rahmenbedingungen gewahrt werden können. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar oder soll ein Quartier neu geschaffen werden, besteht dagegen eine geringe Prognosesicherheit.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann, ist die Maßnahme besonders sinnvoll und insoweit als FCS-Maßnahme geeignet. Die Prognosesicherheit ist dann hoch).

2. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Fledermäuse, auch die im Allgemeinen als eher schwach strukturgebunden geltenden Breitflügelfledermäuse, profitieren von Linearelementen, durch welche sie sich Jagdhabitats besser erschließen können (VERBOOM 1998). Entsprechend kann durch Pflanzung von Baumreihen / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitats erschlossen werden, bzw. kann die Struktur selbst als Nahrungshabitats dienen.

Als Jagdhabitats nutzt die Breitflügelfledermaus ein breites Spektrum an Lebensräumen: Streuobstbestände, locker mit Bäumen bepflanzte Flächen, fragmentierte Wälder mit einem hohen Anteil an Waldrandstrukturen, Lichtungen, Schneisen, aber auch unterholzreiche, mehrschichtige, lichte Laub- und Nadelwälder (SIMON et al. 2004, S.177; MESCHÉDE & HELLER 2000, S.214, MESCHÉDE et al. 2002, S.169, BRAUN & DIETERLEN 2003, S. 502).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen dem Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitats.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens). Da die Breitflügelfledermaus ihre Quartiere meist in Siedlungen wählt, müssen die Abstandsempfehlungen ggf. diesbezüglich (entsprechend der auch vor dem Eingriff bestehenden Gegebenheiten) modifiziert werden.
- Die Art ist relativ unempfindlich gegen diffuse Lichteinflüsse.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Um zusätzliche oder vorhandene Jagdhabitats durch Pflanzung von Baumreihen / Gehölzen für die Breitflügelfledermaus zu erschließen, sind zusammenhängende vernetzende Strukturen von ausreichender Länge erforderlich, die mind. >0,5 km pro Einzelmaßnahme erfordern.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist im Einzelfall das Pflanzgut auszuwählen und im Idealfall schnellwüchsige Arten, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, damit sich eine funktionierende Leitstruktur für Fledermäuse entwickeln kann.
- Die Art ist weniger empfindlich gegen diffuse Lichteinflüsse (z.B. Straßenlaternen, Siedlungsraum) als andere Fledermausarten. Siedlungsbereiche scheiden daher als Maßnahmenstandort nicht grundsätzlich aus.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (s. u.)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Gehölzstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden.
- Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, sofern Ersatzstrukturen (z.B. eine andere Hecke in der Nähe) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können. Andernfalls muss die Pflege / die Unterhaltung abschnittsweise und kleinteilig erfolgen.
- Bei der Planung einer Neuanlage von Gehölzstrukturen sind die möglichen (negativen) Auswirkungen auf andere Arten (u.a. Offenlandbrüter) zu berücksichtigen und ggf. naturschutzfachlich gegeneinander abzuwägen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig (<5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von (vermutlich) mindestens 4 m haben, um funktional voll wirksam zu sein (Heisterpflanzung).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurz- bis mittelfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt.
- Wissenschaftliche Belege existieren nur mittelbar in der o.g. Literatur zur Artökologie. Die Plausibilität der Maßnahme wird als hoch eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Anlage von artenreichem Grünland (inklusive Brachflächen) (O1, O1.1.2, O1.2.3, O3.1.3, O4.1, O4.1.2, O4.1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage, Wiederherstellung und langfristige Pflege von landschaftstypisch ausgeprägten artenreichen Grünlandbereichen, wenn diese in entsprechender Qualität und Quantität fehlen. In Betracht kommen (am besten im Verbund):

- Anlage von extensiv beweidetem Grünland und Feuchtwiesen

- Anlage / Entwicklung von Streuobstwiesen
- Anlage von blütenreichen Säumen
- Anlage von Hochstaudenfluren

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Möglichst nahe der Kolonie / im Aktionsraum.
- Feuchtgrünland, Auenbereiche oder das Umfeld von Gewässern (Bäche, Flüsse, Seen) sind bei der Auswahl als Maßnahmenfläche bevorzugt auszuwählen. Ihre Eignung / ihr Entwicklungspotenzial ist i.d.R. sehr hoch.
- Extensive Weidetierhaltung wirkt sich positiv auf die Funktionalität als Nahrungshabitat für die Art aus.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Fachliche Einschätzung: Der Maßnahmenbedarf entspricht mindestens der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche bei Anlage auf Ackerflächen. Werden Maßnahmenflächen aus anderen Biotopflächen als Ersatzhabitate aufgewertet, entwickelt oder wiederhergestellt, muss dies durch Flächenaufschläge entsprechend berücksichtigt werden.
- Eine Maßnahmenfläche sollte 10 ha zusammenhängende Fläche nicht unterschreiten.
- Maßnahmen, die mehrere Teilflächen umfassen, sollten mittels Gehölzstrukturen vernetzt werden (vgl. die Maßnahme „Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen“).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Extensive Beweidung (falls nicht möglich, mindestens extensive Nutzung durch Mahd zur Offenhaltung / Strukturerhaltung).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Weidetierhaltung sollte auf den Einsatz von Entwurmungsmittel o.ä. Präparaten (u.a. Antibiotika) nach Möglichkeit verzichtet oder auf ein veterinärmedizinisch unumgängliches Maß beschränkt werden, da sich ihre Anwendung negativ auf die Nahrungstierdichte der Breitflügelfledermaus und somit auch die Funktionalität / Eignung der Maßnahmenfläche auswirken kann.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist kurzfristig umsetzbar und – bei entsprechendem Entwicklungspotenzial – kurzfristig wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurz- bis mittelfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt.
- Wissenschaftliche Erfolgsbelege für diese Maßnahme existieren nicht. Aufgrund der hinreichend bekannten Artökologie, der kurzfristig zu entwickelnden Strukturen und der als hoch eingestuften Erfolgswahrscheinlichkeit durch die Experten aus NRW besitzt diese Maßnahme eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit.
- Aufgrund der unzureichenden empirischen Wirkungsnachweise ist ein maßnahmenbezogenes Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit:

Für die Breitflügelfledermaus stehen kurz- bis mittelfristig wirksame Maßnahmentypen zur Bereitstellung von Quartierpotenzial, zur Entwicklung von Flugrouten zwecks Verbesserung des Habitatverbundes sowie zur Optimierung und Wiederherstellung von Nahrungshabitaten zur Verfügung. Mangels empirischer Wirksamkeitsnachweise soll die Maßnahme Quartiersanierung / -neufassung aber bis auf Weiteres nur als FCS-Maßnahme zur Anwendung kommen. Bei landesweit bedeutsamen Vorkommen und bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten soll generell ein Monitoring erfolgen.

Angaben zur Priorität:

Die Anlage von Gehölzstreifen (Leitstruktur), welche von dieser Art als Orientierungsstrukturen und Nahrungshabitate genutzt werden, und die Anlage von Grünlandflächen, die essenzielle Nahrungshabitate sein können, sind nach Expertenauffassung in NRW von hoher Priorität.

Quellen:

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016

Braun, M., Dieterlen, F. (2003): Die Säugetiere Baden-Württembergs Band I. Eugen Ulmer GmbH und Co. Stuttgart.

Catto, C. M. C.; Hutson, A. M.; Racey, P. A.; Stephenson, P. J. (1996): Foraging behaviour and habitat use of the serotine bat (*Eptesicus serotinus*) in southern England. – J. Zoology (London) 238: 623-633.

Dense, C. (1992): Telemetrische Untersuchungen zur Habitatnutzung und zum Aktivitätsmuster der Breitflügelfledermaus *Eptesicus serotinus* Schreber 1774 im Osnabrücker Hügelland. Diplomarbeit. 121 Seiten. Universität Osnabrück.

Dietz, M.; Weber, M. (2000): Baubuch Fledermäuse. Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Arbeitskreis Wildbiologie an der Universität Gießen (Hrsg.). 228 S. + Kopiervorlagen. Auszugsweise: NABU Hessen.

Dietz, M.; Weber, M. (2002): Von Fledermäusen und Menschen. Abschlussbericht des E+E-Hauptvorhabens „Schaffung eines Quartierverbundes für gebäudebewohnende Fledermausarten“. Schriftenreihe des Bundesamtes für Naturschutz. Landwirtschaftsverlag, Münster. 198 S.

Fairon, J.; Busch, E.; Petit, T.; Schuiten, M. (2002): Handbuch zur Einrichtung von Dachböden und Türmen der Kirchen und anderer Gebäude. Technische Broschüre Nummer 4. königliches Institut der Naturwissenschaften von Belgien, Arbeitsgemeinschaft Natur & Region Wallonne. http://environnement.wallonie.be/publi/dnf/comble_clochers_all.pdf (20.06.2011). 80 S.

Gebhard, J. (1997): Fledermäuse. Basel, Boston, Berlin, 381pp.

Harbusch, C. (2003): Aspects of the ecology of Serotine bats (*Eptesicus serotinus*, Schreber 1774) in contrasting landscapes in Southwest Germany and Luxembourg. – PhD thesis at the University of Aberdeen (Saarbrücken), 217 S.

Hübner, I. (1991): Untersuchungen zur Lebensweise der Breitflügelfledermaus *Eptesicus serotinus* (Schreber) 1774 in Hollingstedt/Schleswig-Holstein. – Diplomarbeit, Universität Kiel.

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf

LfU Bayern (2008): Fledermausquartiere an Gebäuden. Erkennen, erhalten, gestalten. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg. http://www.fledermaus-bayern.de/content/flmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf

Meschede, A.; Heller, K.-G.; Boye, P. (2002): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 71. Bonn - Bad Godesberg.

Meschede, A., Heller, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66. Bonn - Bad Godesberg.

NLWKN (2010): Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen: Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen, Teil 3: Säugetierarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen, Breitflügelfledermaus (*Eptesicus serotinus*) (Stand Juli 2010, Entwurf).

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/ps/tools/download.php?file=/live/institution/dms/mand_26/psfile/docfile/30/C_VZH_S__u4eb7f543f1198.zip&name=Vollzugshinweise_C_-_Saeugetiere_PDF_November_2011_&disposition=attachment

Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>, 132 pp.+Anhang.

Rosenau, S. (2001): Untersuchungen zur Quartiernutzung und Habitatnutzung der Breitflügelfledermaus *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) im Berliner Stadtgebiet (Bezirk Spandau). Diplomarbeit Universität Berlin FB Biologie. 83 pp. + Anhang. http://www.susanne-rosenau.de/dipl_arb/01_diplomarbeit.pdf.

Rosenau, S.; Boye, P. (2004): *Eptesicus serotinus* (Schreber, 1774) In: Petersen, B.; Ellwanger, G.; Bless, R.; Boye, P.; Schröder, E.; A. Ssymank: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. – Münster (Landwirtschaftsverlag)– Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2.

Simon, M.; Hüttenbügel, S.; Smit-Viergutz, J. (2004): Ökologie und Schutz von Feldermäusen in Dörfern und Städten. Schr.R. Landschaftspflege und Naturschutz 76 (Bundesamt für Naturschutz; Hrsg.).

Simon, M.; Smit J.; Hüttenbügel S. (1999): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Schaffung eines Quartierverbundes für gebäudebewohnende Fledermausarten durch Sicherung und Ergänzung des bestehenden Quartierangebotes an und in Gebäuden“. Unveröffentlichter Zwischenbericht zur 3. projektbegleitenden Arbeitsgruppensitzung. Philipps-Universität Marburg.

Verboom, B. (1998): The use of edge habitats by commuting and foraging bats. Diss. Landbouwniversiteit Wageningen. 123 S.

<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>

<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>

<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>

<http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/>

2.4 Europäischer Biber (*Castor fiber*)

Europäischer Biber *Castor fiber* ID 128

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Regelmäßig genutzte Baue (gestaltet als Erdbaue oder Knüppelburgen) eines Reviers sowie das unmittelbar angrenzende, selbst angestaute Wohngewässer, da hier die Paarung der Biber stattfindet (MLUL 2010).

Ruhestätte: Neben der Nutzung des Baus als Ruhestätte legt der Biber kurze, oberirdische Röhren im Uferbereich an (sogenannte „Sassen“), diese werden von den Tieren für kurze Ruhepausen während ihrer Aktivitätszeit aufgesucht².

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Verpaarte Tiere bzw. das Familienrevier (BFN- Internethandbuch).
- Der Zustand einer Biberpopulation gilt ab 30 besetzten Revieren pro 100 km als hervorragend (SCHUMACHER et al. 2006).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Biber sind charakteristische Bewohner großer, naturnaher Auenlandschaften mit ausgedehnten Weichholzauen. Geeignete Lebensräume sind Bach- und Flussauen, Entwässerungsgräben, Altarme, Seen, Teichanlagen sowie Abgrabungsgewässer. Wichtig sind eine ständige Wasserführung sowie störungsarme, grabbare Uferböschungen zur Anlage der Baue.
- Bevorzugte Nahrungsgehölze sind Weiden und Pappeln (HEIDECKE 1989: 20), zudem dienen auch Wasserpflanzen und Kräuter als Nahrung.
- Dämme werden vor allem dann gebaut, wenn die Tiefe bzw. Ausdehnung vorhandener Wasserflächen nicht zur Anlage von Bauen und zur sicheren Nahrungsbeschaffung sowie zur Einlagerung von Wintervorräten ausreicht (MLUL 2010).
- Der tatsächliche Raumbedarf ist abhängig von der jeweiligen Lebensraumqualität, insbesondere von der Ausstattung des Gebietes mit Winterärsung (geeignete Laubbäume, Gebüsche). In der Regel benötigen Ansiedlungen des Bibers 1-5 km Uferstrecke (DOLCH & HEIDECKE 2004).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Revierbesitzende Tiere bewegen sich normalerweise innerhalb der Grenzen ihres Territoriums von etwa 1–5 km (NEUBERT & WACHLIN o.J.). Bis zu 100 m Entfernung zum Ufer werden zur Nahrungssuche genutzt, meist bewegen sich die Tiere aber nur in einem Saum bis 50 m Entfernung vom Ufer (BfN-Internethandbuch).
- Die Jungtiere verbleiben bis zum Alter von zwei Jahren, bis zu ihrer eigenen Geschlechtsreife, im elterlichen Revier (DOLCH & HEIDECKE 2004). Zur Erschließung neuer Reviere wandern die in der Regel schon verpaarten Jungbiber im Mittel 25 km (in Ausnahmefällen bis über 100 km, HEIDECKE 1984) i.d.R. entlang von Gewässern, bis sie ein ihnen zusagendes freies Revier mit entsprechendem Nahrungsangebot gefunden haben.

Sonstiges

- Zu weitere Informationen zum Biber siehe z. B. beim Biberzentrum RLP <http://www.biber-rlp.de/management/konflikte/> (Abruf 23.01.2018), LfU (2009) oder Absprache mit ggf. vorhandenen lokalen Biberbetreuern.
- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Biber vor (<https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/saeugetiere/biber/> Abruf 23.01.2018)

² <http://www.emslandbiber.de/biologie/bau-verhalten.html>. Abruf 3.5.2016.

Maßnahmen

1. Naturnahe Gestaltung von Fließgewässerabschnitten (G5, G6.2.1) / Anlage / Entwicklung von Ufergehölzen (RLP4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Im Rahmen der Renaturierung von Fließgewässern werden neue Möglichkeiten zur Anlage von Biberburgen geschaffen, weiterhin wird das Nahrungsangebot durch die Anlage / Entwicklung von Ufergehölzen optimiert.

Folgende Maßnahmenelemente wirken positiv auf den Biber:

- Entwicklung naturnaher Auenlandschaften mit Weichhölzern, Flachmulden und Altwasser mit längerer Wasserführung sowie störungsarmen, grabbaren Ufern
- Verbesserung des Wasserhaushaltes und der Gewässerstruktur sowie Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern z.B. durch Rückbau von Uferbefestigungen (Steinschüttungen, Spundwände)
- Entwicklung von weichholzreichen Uferandstreifen

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen (z.B. Straßen) ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Störungsfreiheit / -armut muss ggf. gewährleistet werden, z.B. durch
 - Einrichtung von Jagdruhezonen bzw. Einschränkung der Bismajagd zwischen 15.5. und 30.9. (DENK et al. 2004: 43)
 - Sicherstellung der Fernhaltung von Hunden (DENK et al. 2004: 43)
 - Bei Angeltätigkeiten Mindestabstand von 50m von Bauen und Burgen (MUNR 1999: 31)
 - Ggf. Reduktion von Motorbootverkehr
- Das direkte Umfeld muss die Wiederherstellung eines naturnahen Fließgewässerabschnittes mit hoher Eigendynamik mit den evtl. daraus folgenden Konsequenzen erlauben (z.B. Anhebung des Wasserstandes, Flächenverbrauch durch die Änderung des Fließgewässerverlaufes, Untermünierung von Ufern durch Biberöhren, Gehölzverbiss und Fraßschäden in angrenzenden landwirtschaftlichen Bereichen).
- Eine Anwanderung des Bibers muss i.d.R. innerhalb des Tagesaktionsareals gewährleistet sein (keine Barrieren zu besetzten Revieren im Gewässersystem; Entfernung zu besiedeltem Revier max. 25 km entsprechend des Ausbreitungspotenzials, s.o.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Mindestbreite der Uferandstreifen wird in der Literatur mit Werten zwischen 10m und 30m (SCHULTE 2005: 2; DENK et al. 2004: 42; SCHWAB et al. 1994: 22, LfU Bayern 2009: 41, MUNR 1999: 25, BfN-Internethandbuch) angegeben. Bei angrenzenden forstlich genutzten Flächen ist ein breiterer Randstreifen (Sukzessionsstreifen) von mindestens 30m -50m erforderlich (NLWKN 2011: 30m; BfN-Internethandbuch: 50m).
- Es werden beidseitige Uferandstreifen empfohlen. Im Übergang zur Intensivlandwirtschaft sollte sich idealerweise ein Bereich extensiver Nutzung anschließen (LfU Bayern 2009: 41).
- An den Ufern ist der Gehölzaufwuchs zu erhalten / zu entwickeln zur Verbesserung der Nahrungshabitate und zur Optimierung von Rückzugs- / Deckungsräumen. Die Maßnahme dient auch dazu, den Biber in Gewässernähe zu halten und von der Nahrungssuche in Äckern, Gärten und forstwirtschaftlichen Bereichen abzuhalten.
- Der Weidenanteil entlang der Ufer sollte nach SCHULTE (2005) mindestens 30 % betragen.
- Neupflanzungen können als flächenhafte Bepflanzungen oder Initialpflanzungen in kleinen Gruppen erfolgen. In Frage kommen Weidenstecklinge (u.a. FRITSCH 1997, KAISER et al. 2002), Ulmen, Zitterpappeln (SCHULTE 2005).
- Je nach Zustand sind weitere Maßnahmen erforderlich, z.B. Entfernung von Sohl- / Uferbefestigungen (Steinschüttungen, Spundwände), Umgestaltung des Flussbettes.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Verzicht oder starke Einschränkung der Gewässerunterhaltung; vom Biber gefällte Gehölze sollten nicht entfernt werden (s. DENK et al. 2004: 42).
- Reduktion von Eingriffen in den Wasserstand (keine schnelle Wasserabsenkung, kein Schwallwasser; vgl. DENK et al. 2004: 42).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Vorhandene Wanderbarrieren entlang des Gewässers sind zu beseitigen, z.B. durch Rückbau von Wehren oder Schaffung von Umgehungsgerinnen. Bibergerichte Gestaltung von bestehenden / neu angelegten Querungshilfen (Prinzipskizzen in MAQ 2008 und FGSV 2008: 23).
- Unter Kreuzungsbauwerken an Gewässern benötigt der Biber trockene Passagen (z.B. in Form von Bermen); nur schwimmend passierbare Durchlässe und Bauwerke werden in der Regel nicht angenommen (MIR 2008: 7).
- Sinnvoll ist eine begleitende Öffentlichkeitsarbeit (z.B. Informationstafeln, Presseartikel) zur Entschärfung von Konflikten und Schaffung von Akzeptanz. Lenkung der Freizeitnutzung im Umfeld der Vorkommen.
- Kein Einsatz von Fallen für den Totfang (für Bisam und Nutria) in Gebieten mit Bibervorkommen. Ausschließlicher Einsatz von Fischreusen, die ein Einschwimmen des Bibers sicher verhindern.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Je nach Zustand der Gewässerstruktur (Verbauungsgrad, Degradation der natürlichen Vegetation im Uferbereich) und Maßnahmenelement kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen stehen je nach Örtlichkeit kurz- bis mittelfristig bereit.
- Die Wirksamkeit ist in Bezug auf die Artökologie plausibel: Die Maßnahmen werden in DENK et al. (2004), GENSSLER & KLAUS (2007), NLWKN (2011), MEßLINGER (2014) und KAISER et al. (2002) vorgeschlagen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen mit Bezug zu konkreten Schutzmaßnahmen für den Biber liegen in Einzelfällen vor: Im Rahmen des Monitorings von Biberrevieren in Westmittelfranken (MEßLINGER 2014) ist dokumentiert, dass der ehemals begradigte Wannbach (Landkreis Ansbach) 11 Jahre nach der Renaturierung im Jahr 1983 (Aufweitung, Anlage von Inseln, Pflanzung bachbegleitender Gehölze) besiedelt wurde und seitdem ununterbrochen besetzt ist. Die diesbezüglichen Rahmenbedingungen (Entfernung zur Quellpopulation) sind nicht bekannt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel-hoch. Als CEF-Maßnahme geeignet (ggf. erst mittelfristige Wirksamkeit bei Neupflanzung von Gehölzen beachten)

Fazit: Für den Biber stehen kurz- bis mittelfristig wirksame Maßnahmen zur Möglichkeiten der Anlage von Fortpflanzungs- / Ruhestätten sowie zur Optimierung von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

BfN /Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. http://www.ffh-anhang4.bfn.de/index_ffh-handbuch-anhang4.html (Zugriff am 28.03.2016).

Denk, M.; Jung, J.; Lohse, S. (2004): FFH-Artgutachten zur gesamthessischen Situation des Bibers (*Castor fiber* L., 1758) zur Vorbereitung des Monitorings im Rahmen der Berichtspflichten zu FFH-Anhang-II-Arten - Artgutachten 2003. November 2003, ergänzt Juni 2004. Hessen-Forst FENA. 65 S.

Dolch, D. & Heidecke, D. (2004): *Castor fiber* Linnaeus, 1758. –In: Petersen, B.; Ellwanger, G.; Biewald, G.; Hauke, U.; Ludwig, G.; Pretscher, P.; Schröder, E.; Symank, A. : Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere.– Bonn (Bundesamt für Naturschutz). Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2: 370-377.

FGSV, Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen (2008): Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere und zur Vernetzung von Lebensräumen an Straßen (MAQ). FGSV-Nr. 261 (FGSV-Verlag Köln), 48 S.

Fritsch, N. (1997): Die Wiederansiedlung des Bibers im Saarland.- In: Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr (Hrsg.): Der Biber in der Kulturlandschaft – eine Illusion? 87-100.

Heidecke, D. (1984): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsentwicklung des Elbebibers, *Castor fiber albicus* Matschie, 1907.– Zool. Jb. Syst. 111: 1-41.

Heidecke, D. (1989): Ökologische Bewertung von Biberhabitaten. Säugetierkunde Informationen 3(13). 13-28.

Genssler, C.; Klaus, S. (2007): Biber (*Castor fiber* L.) in Thüringen? Eignung der unteren Ilm als potenzieller Biberlebensraum und Maßnahmenvorschläge zum Biberschutz. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 44 (1): 11-15.

Kaiser, H.; Steinhoff, K.-J.; Kehbein, E. (2002): Habitatverbessernde Maßnahmen zur Stabilisierung der Populationen von Elbe-Biber und Fischotter im niedersächsischen Elbtal. Auenreport. 78 – 88.

LfU Bayern / Bayerisches Landesamt für Umwelt (2009): Biber in Bayern. Biologie und Management. UmweltBasis.

Meßlinger, U. (2014): Monitoring von Biberrevieren in Mittelfranken. Gutachten im Auftrag des Bund Naturschutz in Bayern e. V. Mskr., 86 S. + Anhänge. http://www.bund-naturschutz.de/fileadmin/download/artenschutz/Biber/Monitoring_Biberreviere_2014_Schlussbericht.pdf. Abruf 04.05.2016.

MIR / Ministerium für Infrastruktur und Raumordnung - Oberste Straßenbaubehörde (2008): Planung von Maßnahmen zum Schutz des Fischotters und Bibers an Straßen im Land Brandenburg. 19 pp.

MLUL / Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (2010): Vollzugshinweise Biber. Erlass der obersten Naturschutzbehörde vom 24. November 2010, zuletzt geändert am 22.1.2016. http://www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/vh_biber.pdf.

MUNR / Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (1999): Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter. Bearbeitung: Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung, Abteilung Naturschutz & Landesumweltamt Brandenburg, Abteilung Naturschutz, Naturschutzstation Zippelsförde.

Neubert, F.; Wachlin, V. (o. J.): *Castor fiber* LINNAEUS, 1758 Eurasischer Biber, Anhang: II, IV FFH-Code: 1337. 8pp.

NLWKN / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.). (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen: Säugetierarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Biber (*Castor fiber*). http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=. Abruf 04.05.2016.

Schulte, T. (2005): Der Biber in Baden-Württemberg. Handreichung zum Umgang mit dem Biber. Fachdienst Naturschutz, Merkblatt 3 (Hrsg. Staatliche Naturschutzverwaltung Baden-Württemberg) 4 S.

Schumacher, A.; Hofmann, T.; Heidecke, D. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Bibers *Castor fiber* LINNAEUS, 1758. – In: Schnitter, P.; Eichen, C.; Ellwanger, G.; Neukirchen, M.; Schröder, E.: Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft) 2 (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle): 336-338.

Schwab, G.; Dietzen, W.; Lossow, G. v. (1994): Biber in Bayern - Entwicklung eines Gesamtkonzeptes zum Schutz des Bibers. Beiträge zum Artenschutz 18. Schriftenreihe des bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 128: 9-44.

Schwab, G. (1997): Natürliche Wiederansiedlung des Bibers in Rheinland-Pfalz. Schlußbericht. Im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. 42 S.

2.5 Feldhamster (*Cricetus cricetus*)

Feldhamster *Cricetus cricetus* ID 129

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist der Bau des Weibchens mit seinem unmittelbaren Umfeld (5-max. 10m (Quelle SGD-Süd 09/2019). Baue werden gewechselt, gelegentlich auch von Weibchen mit Jungen (LEOPOLD 2004, LUWG 2009, RUNGE et al. 2010). Daher ist als Fortpflanzungsstätte der Verbund aller vorhandenen Baue im betrachteten Gebiet anzusehen. Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte und umfasst dabei mindestens alle aktuell genutzten Baue mit ihrem Umfeld und die Vorratslager der Baue für die Winterruhe. Feldhamster bewohnen bis zu 11 Baue in einem Jahr – auch solche, die von Artgenossen verlassen wurden (LUWG 2009, LRN 2002). Die verschiedenen Baue dienen auch als Ausweichquartiere bei Störungen und während der Erntephasen (RUNGE et al. 2010).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Auf Bundesebene wird die lokale Population mit einem Radius von bis zu 500 m um den Bau bzw. die Baue abgegrenzt. Generell zählen bei einer Entfernung bis max. 1000 m einzelne Individuen/Ansiedlungen zu einer lokalen Population, wenn der Ausbreitung keine unüberbrückbare Grenzen wie Straßen mit 3 oder mehr Spuren, Schienenwege, Siedlungsräume, geschlossene Wälder oder Flüsse gesetzt sind (MEINIG et al. 2014).
- In West- und Süddeutschland (u.a. auch Rheinland-Pfalz) sind die Vorkommen i.d.R. klein und durch Barrieren stark zerteilt (BfN Internethandbuch, Abruf 25.04.2016). Da Feldhamster-Ansiedlungen in ihrer Verbreitung von der jeweils angebauten Feldfrucht abhängen, sollten nicht nur aktuelle Anzeichen einer Besiedlung berücksichtigt werden, sondern, falls vorhanden, auch Daten bis zu einem Alter von fünf Jahren herangezogen werden, um lokale Populationen abzugrenzen (BfN Internethandbuch, Abruf 25.04.2016).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung durch Verkehrswege und damit verbundene Habitatfragmentierung.
- Intensive landwirtschaftliche Nutzung: Habitatverlust, erschwerte Möglichkeiten zum Anlegen von Wintervorräten. Aufgrund der kurzen Lebensspanne von max. 2-3 Jahren und der extrem hohen Mortalität der Jungtiere ist es lt. KAYSER & STUBBE (2003) essentiell für den Bestand einer Population, dass genügend Individuen erfolgreich überwintern.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Offenlandflächen mit geeigneter Bodenstruktur zum Anlegen eines Baus: ursprüngliches Vorkommen auf den typischen Böden der Grassteppen, aktuell entsprechen diese landwirtschaftlich genutzten Anbauflächen, v.a. Getreideäcker (LUWG 2009, GALL 2008b).
- Dem Boden als abiotischem Faktor ist wegen der größtenteils unterirdischen Lebensweise des Feldhamsters besondere Bedeutung beizumessen
 - Infrage kommen tiefgründige (mind. 1,20 m), nicht zu feuchte Löss- und Lehmböden, die weich genug zum Graben, dennoch aber formstabil sind.
- Als Kulturfolger ist die Art angewiesen auf landwirtschaftlich genutzte Flächen mit Fruchtfolge/ konstanter Deckung während der oberirdischen Aktivitätszeit (Apr – Okt); dabei insbes. Ackerrandstreifen, junge Brachen, mehrjährige Feldfutterschläge (MEINIG et al. 2014, KÖHLER et al. 2014). GALL (2008b) nennt unter anderem folgende präferierte Strukturen im Jahresverlauf:
 - Frühjahr: Wintergetreide

- Sommer: Getreide, Feldfutterbau
- Spätsommer: Getreide, Rübe

Ein optimales Habitat bildet ein räumliches und zeitliches Mosaik aus diversen kleinen Ackerflächen, Brachen und Feldfutterschlägen (Luzerne, Klee). Im Gegensatz zum saisonal begrenzten Futterangebot großflächiger Kulturen kann dann eine kontinuierliche Versorgung (Deckung, Futter) stattfinden (LRN 2002, KÖHLER et al. 2014).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Zur Anlage von Wintervorräten müssen während der aktiven Phase elementare Habitatstrukturen im Radius von bis zu 500 m um einen Bau herum erreicht werden können (MEINIG et al. 2014).³

Sonstiges

- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Feldhamster vor (<https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/saeugetiere/feldhamster/> Abruf 29.10.2019)

Maßnahmen

1. Nutzungsextensivierung von Intensiv-Acker (O2.1), Anbau von hamsterfreundlichen Kulturen (RLP1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Nutzungsextensivierung von Intensiv-Acker und zusätzlichem Anbau von hamsterfreundlichen Kulturen werden landwirtschaftlich genutzte Flächen als Habitat für die Art aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden). Für den Feldhamster gibt KUPFERNAGEL (2007: 90) eine Entfernung vom betr. Baugebiet bzw. anderer Störfaktoren von mind. 700 m an.
- Keine Siedlungsrandbereiche mit Gärten: Wegen der Strukturarmut und Intensivierung der Feldflur sind solche Bereiche oft attraktiv für die Art, es bestehen jedoch Gefährdungen durch Hauskatzen bzw. den Einsatz von Nagerfallen und Mäusegift (Zinkphosphid, Ratron).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Entsprechend dem z.T. sehr kleinen Aktionsraum sollten mehrere Einzelmaßnahmen max. 150 m voneinander entfernt angewandt werden (Angabe SGD Süd 09/2019).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie Wald, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- Tiefgründiger Ackerboden (Schwarz-/ Braunerde-Standorte), keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme.

Anforderungen an Qualität und Menge:

Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität) (ROTHGÄNGER 2015, MAMMEN et al. 2014). Auf Äckern folgende Teilmaßnahmen einzeln bzw. in Kombination:

³ Bei hamsterfreundlicher Bewirtschaftung (vielfältige Strukturen, Stoppelbrache etc., siehe Maßnahmen) lässt sich lt. RUNGE et al. (2010: A 78) der Radius entspr. verkleinern, eine Schonfläche im Radius von mindestens 100 m um den betreffenden Bau ist dabei einzuhalten.

- Nutzungsextensivierung:
 - Möglichst geringer Hackfruchtanteil (Kartoffeln, (Zucker)rüben, etc.) bzw. geringer Anteil temporär deckungsarmer Kulturen wie Mais (BfN Internethandbuch)
 - Bewirtschaftung mit getreidedominierter Fruchtfolge, d.h. mit Arten bzw. Sorten, die Ende April im Bestand bereits geschlossen sind und möglichst spät geerntet werden (i.d.R. Wintergerste, Winterweizen, Winterroggen, auch Hafer, Ackerbohnen)
 - Stehenlassen der Kultur auf 20% der Fläche (Landesstraßenbaubehörde Sachsen-Anhalt 2015), das Stehenlassen erfolgt in mindestens halben Arbeitsbreiten (ca. 3 – 5 m) (Mindestbreite von 3 m laut ENDRES & WEBER (2000) zitiert in Landschaftspflegeverband Rheinhessen-Nahe 2005:40), im Wechsel mit jeweils 2 geernteten Arbeitsbreiten (möglich auch eine Arbeitsbreite im Wechsel mit 4 geernteten Arbeitsbreiten).
 - Anlage auch flächenhaft möglich in Form einer sog. „Hamstermutterzelle“ (Bezeichnung nach GALL 2008b, angelehnt an BRÜGGEMANN), die dem Hamster Deckung und Nahrung bietet: Flächengröße 1.600 m² (40 x 40 m oder 20 x 80 m).
 - Keine geruchsintensive organische Düngemittel / Biozide, mechanische Beikrautregulierung,
 - Nagerbekämpfung: ganzjährig kein Aufstellen v. Greifvogel- Ansitzstangen
 - Bodenbearbeitung: alle Bodenbearbeitungsmaßnahmen sind so spät wie möglich im Herbst (Umbruch frühestens 1. Oktober) durchzuführen. Keine Tiefenlockerung, pfluglose Bearbeitung, falls Pflügen unumgänglich: maximal 25 cm (KÖHLER et al. 2014), keine Schwarzbrachen (BfN Internethandbuch).
 - Stoppelruhe/Stoppelbrache auf beernteten Flächen:
 - Belassen von mindestens 5 m-10 m breiten Stoppelstreifen oder hohen Stoppeln mit Ernteresten. Ein Umfang von mindestens einem 5 m breiten Stoppelstreifen alle 100 m Schlagbreite oder etwa 1 bzw. 2 Streifen pro Hektar ist vorzusehen (DRN 2014: S. 33ff, SGD Süd 2018).
 - Die hohen Stoppeln haben etwa die halbe Halmlänge des stehenden Getreides. Es müssen keine Getreidestreifen zusätzlich stehen bleiben.
 - Bei normal hohen Stoppeln verbleibt auf einem 30 – 50 cm breiten Streifen im Bereich der Stoppelstreifen Getreide (vgl. SGD Süd 2018).
 - Der Umbruch der Streifen erfolgt frühestens ab der 1. Oktoberwoche.
- Anbau von hamsterfreundlichen Kulturen: (wichtig insbes. im Hinblick auf die Anlage des Wintervorrats)
 - Erhöhung des kontinuierlichen Deckungs- und Nahrungsangebotes durch benachbarten Anbau von Getreide-, Luzerne- und Kleefeldern.
 - HELLWIG (2011: 13) empfiehlt eine kleinteilige Bewirtschaftungsweise mit Kulturartenwechsel alle 10 m.
 - Die Breite des Streifens beträgt 3 bis 10 m.
 - Die Fläche ist zur Futtergewinnung mehrmals im Jahr zu mähen, das Mähgut ist abzutransportieren. (SGD Süd 2018).
 - Nutzung der Fläche als Feldfutterschlag über mehrere Jahre.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedenen Flächen ist dabei möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die (Teil-)Maßnahmen sind kurzfristig entwickelbar und werden innerhalb der nächsten Vegetationsperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Vor dem Hintergrund der Artökologie erscheint die Maßnahme in hohem Maße plausibel, daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben.
- Die (Teil-) Maßnahmen Nutzungsextensivierung und Anbau von hamsterfreundlichen Kulturen werden in der Literatur vorgeschlagen (GALL 2008a, GALL 2008b, KÖHLER et al. 2014, MAMMEN et al. 2014, ROTHGÄNGER 2015, MAMMEN & MAMMEN 2015, Landesstraßenbaubehörde Sachsen-Anhalt 2015, BfN Internethandbuch). In SGD Süd (2018) werden sowohl Stoppelstreifen als auch die Anlage von Luzernestreifen angeführt.
- Lt. GALL (2008b) haben Nacherntestreifen für die Art eine hohe Bedeutung im Biotopverbund. Sie erschließen aufgrund ihrer linearen Struktur große Flächen und sind für Landwirte leicht anzulegen, die sachgemäße Ausführung ist leicht zu kontrollieren (GALL 2008a: 38ff). Für das Belassen von Nacherntestreifen liegen in Hessen mehrere positive Beispiele vor (GALL 2008a: 38ff). Die Wirksamkeit von Luzernestreifen, Stoppel- oder Getreidestreifen als Maßnahmen zur Stabilisierung der in Rheinland-Pfalz bestehenden Populationen der Art bestätigt Hellwig (2011:15/44.) Lt. MAMMEN & MAMMEN (2015) sind eigens für den Feldhamster angelegte Schutzstreifen vor allem dann wirksam, wenn sie über einen längeren Zeitraum (mehrjährig) an einem Ort bestehen.
- **Risikomanagement:**

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Feldhamster stehen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Verfügung.

Quellen:

BfN Internethandbuch: „Managementempfehlungen für Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie (Internethandbuch)“ https://www.ffh-anhang4.bfn.de/index_ffh-handbuch-anhang4.html (Zugriff am 28.03.2016).

DRN / Deutscher Rat für Landschaftspflege (2014): Bericht zum Status des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) – Zusammengefasst nach Angaben der Bundesländer und Ergebnissen des Nationalen Expertentreffens zum Schutz des Feldhamsters 2012 auf der Insel Vilm. Bonn. 47S.

Gall, M. (2008a): Landesweites Artenhilfskonzept Feldhamster (*Cricetus cricetus*). Hessen-Forst FENA. 92 S.

Gall, M. (2008b): Artenhilfskonzept- Erfolgskontrolle der Schutzmaßnahmen in Hessen und Nachuntersuchung 2008 zur Situation des Feldhamsters in Hessen, Überarbeitete Fassung, Hessen-Forst FENA. Stand 2010. 127pp.

Hellwig, H. (2011): FFH-Monitoring zur FFH-Richtlinie. Erfassung der Feldhamstervorkommen am Oberrhein und im Koblenzer Becken mittels bundeseinheitlicher Bewertungsschemata. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, 21 S. <https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/Artenschutzprojekte/Feldhamster/Feldhamster-Monitoringbericht2011.pdf>, Abruf 02.02.2018

LRN / Landschaftspflegeverband Rheinhessen-Nahe e.V. (2002): Feldhamster. Hinweise für Ausgleichspflichtige und Planer. Alzey. 13 S.

Kayser, A.; Stubbe, M. (2003): Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf den Feldhamster *Cricetus cricetus* (L.), einer Leit- und Charakterart der Magdeburger Börde. - In: Stubbe, M. und Stubbe, A. (Hrsg.): Tiere im Konflikt 7 (2003): 3-148.

Köhler, U., Geske, C., Mammen, K., Martens, S., Reiners, T.E., Schreiber, R. & U. Weinhold (2014): Maßnahmen zum Schutz des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Deutschland. In: Natur und Landschaft 8/2014: 344-349.

Kupfernagel, C. (2007): Populationsdynamik und Habitatnutzung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Südost-Niedersachsen Ökologie, Umsiedlung und Schutz. Dissertation TU Carolo-Wilhelmina, Braunschweig.

Landesstraßenbaubehörde Sachsen-Anhalt (2015): Feldhamsterschutz beim Straßenbau in Sachsen-Anhalt. Poster S 12 auf Posterausstellung des AK 2.9.6 der FGSV i.R. d. Landschaftstagung 2015 in Stade. http://www.fgsv.de/fileadmin/Veranstaltungen/2015/201505_Landschaftstagung/Poster/S_12.jpg. Abruf 20.1.16.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des BfN, Bonn.

LUWG / Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2009): Feldhamster in Rheinland-Pfalz. Mainz. 20S.

LUWG / Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (1996): Artenschutzprojekt Feldhamster, Teil 1 und 2, Bearb.: Ralf Thiele. <https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/artenschutz-und-projekte/artenschutzprojekte/saeuetiere/feldhamster/> (Abruf 20.03.2020)

Mammen, U., Kayser, A., Mammen, K. Raddatz, D. & U. Weinhold (2014): Die Berücksichtigung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) im Rahmen von Eingriffsvorhaben. In: Natur und Landschaft 2014 (8): 355 – 356.

Mammen K. & U. Mammen (2015): Das Artenhilfsprogramm Feldhamster Thüringen: Maßnahmen zum Schutz der Art. Vortragsveranstaltung Artenhilfsprogramm Feldhamster der TLUG in Jena, Vortragsunterlagen: http://www.thueringen.de/th8/tlug/presse_und_service/veranstaltungsmaterial/2015/31/index.aspx. Aufgerufen am 21.12.2015.

Meinig, H., Buschmann A., Reiners T. E., Neukirchen M., Balzer, S. & R. Petermann (2014): Der Status des Feldhamsters in Deutschland. In: Natur und Landschaft 8/2014: 338-343.

Rothgänger, A. (2015): Empfehlungen und Forderungen zum Schutz des Feldhamsters *Cricetus cricetus* – Ergebnisse aus einem nationalen Expertentreffen zum Schutz des Feldhamsters in Deutschland. In: Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 2/2015: 77-78.

Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.

SGD Süd (2018): Artenhilfsprogramm Feldhamster. Vereinbarung zur Durchführung von Artenschutzmaßnahmen. https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/Artenhilfsprogramme/Vertrag_AHP_2018.pdf zuletzt abgerufen am 20.03.2020.

SGD Süd (09/2019): Stellungnahmen zur Abstimmungsfassung des LBM/FÖA Leitfadens CEF-Maßnahmen vom 01.08.2018

Stadt Braunschweig: Bemessung des Flächenbedarfs. https://www.braunschweig.de/leben/umwelt_naturschutz/natur/artenschutz/feldhamster/hamster_start.html. zuletzt abgerufen am 28.09.15.

2.6 Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*)

Fransenfledermaus *Myotis nattereri* ID 84

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“

„Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Fransenfledermäuse wählen Quartiere in der Siedlung oder im Wald und wechseln diese häufig, meist alle ein bis vier Tage. Je nach Quartiertypen (Einzelquartiere mit Siedlungsbezug: Dachstühle, Viehställe, Mauerspalt und andere Spalten unter Brücken und an Gebäuden, zum Beispiel Fensterläden; Quartiere ohne Siedlungsbezug: Baumhöhlen, Baumspalten und insbesondere Vogelkästen und Fledermauskästen, s. MESCHEDE & HELLER 2000) wird als FoRu das offensichtliche Aktionszentrum mit benachbarten Quartierbäumen oder das Einzelquartier zuzügl. direktem Umfeld, sofern ein räumlich eher weitläufiger Quartierverbund besteht (bei dem nacheinander genutzte Quartiere u.U. bis 2 km auseinander liegen können (SIEMERS et al. 1999, TRAPPMANN & BOYE nach LAUFENS, zit. in PETERSEN et al. 2004), abgegrenzt. Fortpflanzungsstätten sind außerdem die der Partnersuche dienenden „Schwärmquartiere“, meist vor den Eingängen der Winterquartiere (KRETZSCHMAR & BRAUN 1993, TRAPPMANN 2004).

Ruhestätte: als Winterquartiere werden Höhlen, Bunker, Keller und Stollen aufgesucht. Nachweise für Überwinterungen in Baumhöhlen liegen ebenfalls vor, die Art ist vergleichsweise kälterestistent (LEHMANN, in lit.).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (~~# LANUV~~)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere](#) (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- bevorzugte Jagdgebiete sind unterholzreiche (Laub)Waldbestände, Siedlungsbereiche mit einem hohen Grünanteil (Parkanlagen, Gärten und Streuobstgebiete mit Altbaumbestand und ähnliche Strukturen). Im Münsterland wurden etliche Wochenstuben in Viehställen gefunden (TRAPPMANN & CLEMEN 2001, MEIER 2002, KOCKERBECK 2002). Im Frühjahr werden bevorzugt offene Standorte wie Wiesen mit Streuobstbeständen und Weiden bejagt, wohingegen im Sommer meist Jagdgebiete im Waldinneren aufgesucht werden (DIETZ & SIMON 2003).
- Sommerquartiere bilden neben Dachstühlen und Viehställen, Mauerspalt, Baumhöhlen sowie Fledermaus- bzw. Vogelkästen.
- Als Winterquartiere werden Höhlen, Stollen, Brunnenschächte und andere unterirdische Hohlräume aufgesucht, wobei die Tiere meist versteckt in Ritzen und Spalten überwintern (TRAPPMANN 1996), welche eine hohe Luftfeuchte besitzen und Temperaturen von 2,5 – 8 °C aufweisen.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Entfernung zwischen nacheinander genutzten Quartieren wenige hundert Meter bis 2 km (SIEMERS et al. 1999, SMITH & RACEY 2005); SIEMERS et al. (1999) stellten auf einer Fläche von 24,3 ha Wald 13 genutzte Quartiere fest.
- Die Jagdgebiete liegen im Frühjahr oft in offenen Lebensräumen wie Streuobstwiesen und Weiden mit Hecken und Bäumen sowie an Gewässern, ab dem Sommer in Wäldern (TRAPPMANN & BOYE 2004).
- Entfernung zwischen Quartieren und Jagdgebiet meist wenige hundert Meter, individuell jedoch auch erheblich weiter bis zu 4 km weit vom Quartier entfernt (MESCHEDE & HELLER 2000, FIEDLER et al. 2004, SIEMERS et al. 1999); als maximale Entfernungen haben MEIER (2002) und KOCKERBECK (2002) 3,3 bzw. 4,8 km angegeben. Die Tiere bevorzugten günstige Jagdhabitats im engeren Radius um das Quartier bis etwa 1.500 m.
- Jagdgebiete umfassen 170-580 ha, im Mittel 215 ha. Innerhalb dieser Fläche werden bis zu 6 Teiljagdgebiete von 2-10 ha Größe intensiv bejagt (FIEDLER et al. 2004, SIEMERS et al. 1999).

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste von Baumquartieren kurzfristig und befristet kompensiert werden. Diese Maßnahme ist nur als Ersatz von beeinträchtigten Baumquartieren und nicht als Ersatz von Quartieren in Gebäuden (wie z.B. in Viehställen) geeignet. Zur langfristigen Sicherung des Quartierstandorts im Wald müssen weitere Maßnahmen unternommen werden (s.u.).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Für die Maßnahmendurchführung wird ein Wald ausgewählt, der die Eignung als Nahrungshabitat aufweist und aufgrund des vorhandenen Entwicklungspotenzials mittel- bis langfristig auch als Quartierwald in Betracht kommt.
- Die Größe des Maßnahmenstandorts sollte mindestens 1 ha betragen.
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen erfolgen. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Als Wochenstubenquartiere der Fransenfledermaus werden nach Erfahrungswerten folgende Kastentypen angenommen: Rundkästen der Typen 2F / 2 FN (Schwegler), bayerischer Giebelkasten / Fledermaushöhle FLH (Fa. Hasselfeldt) und Vogelnisthöhlen des Typen 3M (Fa. Schwegler), aber auch Flachkästen aus Holzbeton (LEITL 1995, SCHLAPP 1981, 1990, DIETERICH 2002). Nach Angaben der Experten aus NRW werden Großräumige Quartiere präferiert, jedoch ist die Fransenfledermaus bezüglich der Quartierwahl sehr anpassungsfähig.
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (Quelle: ABC-Bewertung des LANUV NRW, 2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Kasten tragende Bäume sind zu markieren und dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartieres hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen, im Aktionsraum der Kolonie, bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Auf Grundlage der Erfahrungen der Experten ist die Annahme von Kästen bei dieser Art sehr hoch. Es ergeben sich aber in NRW große regionale Unterschiede bezüglich der Annahme der Kästen.
- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Diese Maßnahme kann über die aktive Förderung von Totholz (z.B. Ringeln von Bäumen) kurzfristig unterstützt werden.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen in Gestalt zahlreicher Kontrollen von Kastenrevieren vor. Diese belegen durchweg die Annahme. Auch nach den Erfahrungen der Experten ist die Annahme von Kästen in NRW bei dieser Art sehr hoch, es ergeben sich allerdings große regionale Unterschiede.
- Bezüglich der benötigten Zeit bis zum erstmaligem Besatz durch eine Wochenstubengesellschaft sind in der Literatur allerdings unterschiedliche Angaben dokumentiert: DOLCH (2003) und HOFFMANN et al. (2007) konnten bereits nach 1-3 Jahren Wochenstuben der Fransenfledermaus in Kästen in Kiefern-Mischwäldern der Pfalz und Brandenburgs nachweisen, DIETERICH (2002) in Laubwäldern in Schleswig-Holstein erst nach 16 Jahren. Es liegt nahe, dass diese Unterschiede ursächlich mit der Struktur / dem mehr oder weniger großen natürlichen Baumhöhlenangebot der Wälder, in denen Kästen exponiert wurden in Zusammenhang stehen.
- Der Maßnahmentyp wird fachlich von Experten vorgeschlagen bzw. dokumentiert (z. B. ABC-Bewertung LANUV NRW, FB24, Stand 02/2010, LEITL 1995, SCHLAPP 1990 zit. In MESCHEDE & HELLER 2000). Die Plausibilität wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Nach MESCHEDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008).
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.
- Aufgrund der regionalen Unterschiede bezüglich der Annahme der Kästen erscheint ein maßnahmenbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

- | | | | | | | |
|------------------------------------|-------------|-------------------------------------|---------------|-------------------------------------|-------------|--------------------------|
| Kenntnisstand zur Ökologie der Art | hoch | <input checked="" type="checkbox"/> | mittel | <input type="checkbox"/> | gering | <input type="checkbox"/> |
| Entwickelbarkeit der Strukturen | kurzfristig | <input checked="" type="checkbox"/> | mittelfristig | <input checked="" type="checkbox"/> | langfristig | <input type="checkbox"/> |
| Belege | hoch | <input checked="" type="checkbox"/> | mittel | <input type="checkbox"/> | gering | <input type="checkbox"/> |

Fazit Eignung: hoch bis mittel (je nach regionaler Nutzungstradition bezügl. Kastennutzung)

2. Schaffung von Quartieren in und an Gebäuden / Stallungen (FL1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von potenziellen Quartieren an bzw. innerhalb von Gebäuden oder Stallungen durch das Anbringen von Quartiermöglichkeiten (wie z.B. Flachkästen, Hohlblocksteinen, Verschalungen) bzw. die Öffnung von derzeit nicht nutzbaren Viehställen, in denen potenzielle Quartiere (versteckte Hohlräume) bereits vorhanden sind, aber geeignete (dauerhafte) Zuflugmöglichkeiten für Fledermäuse fehlen. Denkbar ist auch eine Öffnung von Nebengebäuden und im Einzelfall auch von Dachböden, wenn diese ein gut geeignetes Umfeld (z.B. Waldrandnähe oder entsprechend reichhaltige Gehölzanbindung) oder hervorragende Voraussetzungen als Quartier aufweisen. Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Infrage kommen insbesondere Stallungen mit aktiver (Milch-)Viehhaltung oder große Hofgebäude, die durch reichhaltige Gehölzstrukturen in die Landschaft eingebunden sind.
- Die Nähe zu geeigneten Wäldern als Nahrungshabitat (<1 bis max. 2 km) und ggf. auch zu Gewässern (Seen, Teiche) ist günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Die Schaffung von potenziellen Quartieren an bzw. innerhalb von Gebäuden oder Stallungen muss im Aktionsraum der betroffenen Kolonie erfolgen. Der Maßnahmenstandort sollte mindestens 1:1 den verloren gehenden Strukturen entsprechen und im räumlich-funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Struktur stehen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Die dauerhafte Zugänglichkeit der Innenräume von Scheunen und Stallungen muss gewährleistet sein.
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden (in Deutschland sind fledermausunverträgliche Holzschutzmittel verboten). Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz ganz zu verzichten.
 - Fledermausverträgliche Holzschutzmittel:
<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>
 - Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Anzahl, Bauform und Lage der anzubringenden Quartiere ist von fachkundigen Experten zu bestimmen und vom bereits bestehenden Quartierpotenzial innerhalb der Gebäude abhängig. In Betracht kommen Flachkästen und Hohlblocksteine.
- Unmittelbar begründete Mengenangaben zu dieser Maßnahme fehlen bislang in der Literatur.
- Der Flächen- / Maßnahmenbedarf ist entsprechend den Sollwerten für einen günstigen Erhaltungszustand zu entwickeln: ≥ 3 gut geeignete Quartierangebote in Gebäuden pro 10 ha / Dorf oder eine Anzahl ≥ 15 Kästen / ha im 2 km Umkreis um die Wochenstube (in Anlehnung an ABC-Bewertung des LANUV 2012).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Quartiere sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die Akzeptanz der Maßnahme bei Eigentümern und Nutzern der Gebäude. Konflikte sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen.
- Bei der Maßnahmendurchführung ist darauf zu achten, dass die neu zu schaffenden Quartiermöglichkeiten in / an den Stallungen und Gebäuden so angebracht werden, dass ein Zugriff auf ab- / anliegende Fledermäuse durch Hauskatzen oder andere Prädatoren ausgeschlossen ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig entwickelbar (< 1 Jahr) und wirksam (1–5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind hinreichend bekannt.
- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar und vermutlich auch kurzfristig wirksam.
- Die Maßnahme ist vor dem Hintergrund der Artökologie plausibel. Aufgrund fehlender Wirksamkeitsnachweise in der Literatur und in der Praxis (Expertenworkshop), wird die Eignung dieser Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme mit mittel bewertet.
- Aufgrund fehlender Erfahrungen bezüglich der Maßnahmendurchführung ist ein maßnahmenbezogenes Monitoring notwendig.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

3. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Maßnahme ist nur dann anzuwenden, wenn einzelne Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen; bei traditionellen Dauerquartieren ist diese Maßnahme nicht anzuwenden. Insoweit ist stets eine Einzelfallbetrachtung erforderlich. Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einsehbaren Hohlräumen verstecken können, muss der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers zuvor durch Spezialisten geklärt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich.

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden, da sich diese meist in großen unterirdischen Gewölben, Kellern, Stollen, Höhlen o.ä. befinden, die mikroklimatische Besonderheiten aufweisen und durch eine langjährige Tradition von den Tieren genutzt werden. Es kann in der Regel nur Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- vorhandene, als Einzelquartier genutzte, Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich. Wichtig ist insbesondere die Beleuchtungsfreiheit.
- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Auf günstige An- und Abflugflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt, von Spezialisten begleitet und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden. Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, DIETZ 2005, REITER & ZAHN 2006).
- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff):
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten (Vergitterung)
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur
 - Wiedereröffnung verschlossener, unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren in der Regel von Mai bis Ende Juli möglich (u.U. sind Frühsommerschwärmphasen zu berücksichtigen). Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Das Quartier ist dauerhaft (spätestens) alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei der Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Es ist zu beachten, dass auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sein können, die möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Quartierstrukturen für diese Art sind nur teilweise bekannt. Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden.
- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Der Maßnahmentyp Sanierung (nicht: Neuschaffung) wird naturschutzfachlich als allgemeine Zielsetzung häufig benannt, z. B. Erhaltung / Sanierung von unterirdischen Schwarm- und Winterquartieren, v.a. Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern, Vermeidung von Umnutzungen und Störungen, Besucherlenkung, Erhalt und Förderung einer naturnahen Umgebung (s. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aber nicht vor / sind nicht bekannt. Die Plausibilität wird vor dem Hintergrund der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt.
- Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann oder andere notwendige Maßnahmen (Sicherung des Zuganges) unternommen werden, wird die Maßnahme als besonders sinnvoll eingestuft.
- Je wesentlicher die Änderungen in der Quartierbeschaffenheit sind und je mehr Strukturen neu entwickelt werden sollen, umso geringer ist die Annahmewahrscheinlichkeit und umso höher das Prognoserisiko.
- Vor dem Hintergrund fehlender Erfahrungswerte und hoher Unsicherheit wird die Maßnahme als kompensatorische FCS-Maßnahme empfohlen. Wegen der Umsetzungsunsicherheiten ist ein maßnahmenbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann oder andere notwendige Maßnahmen (Sicherung des Zuganges)

unternommen werden, sind die Maßnahmen als besonders sinnvoll anzusehen. Die Maßnahme ist dann als FCS-Maßnahme geeignet).

4. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Fledermäuse, insbesondere Arten mit einer hohen Bindung an Leitstrukturen gelten als empfindlich gegenüber Zerschneidungen ihrer Flugwege (SWIFT 1997, MESCHÉDE & HELLER 2000). Unterbrechungen in Hecken von wenigen Metern können bereits dazu führen, dass Flugwege nicht weiter verfolgt werden. Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden (SWIFT & RACEY 2002). Durch das Schließen von Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen dem Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation (sofern es gilt vorhandene Lücken zu schließen). Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden.
- Pflanzungen sollten mindestens 3-6 m breit und 3 m hoch sein (SWIFT & RACEY 2002).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegereingriffe (s. u.)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) bzw. sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist das Pflanzgut im Einzelfall auszuwählen und es sind schnellwüchsige Arten zu bevorzugen, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, um somit eine Leitstruktur für Fledermäuse zeitnah entwickeln zu können. Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig (1-5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (SWIFT & RACEY 2002, NACTaktiv / SWILD 2007).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt.
- Wissenschaftliche Belege existieren nur mittelbar und nicht artspezifisch (NACTaktiv/SWILD 2008). Die Maßnahme reflektiert Expertenempfehlungen (Literatur s. o.).
- Die Plausibilität der Maßnahme wird entsprechend als hoch eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Strukturanreicherung von Wäldern, (W1.1, W1.4, W2.1, W2.5, W3.1, W5.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Quartier- und Jagdhabitaten durch waldbauliche Maßnahmen mit der Zielsetzung, horizontal und vertikal vielschichtige Wälder / Gehölzstrukturen entstehen zu lassen (siehe die separaten Maßnahmenbeschreibungen):

- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
- Auflichten von dichten Beständen
- Nutzungsaufgabe / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen und/oder Erhalt / Förderung von Totholz (z.B. Sicherung bekannter Quartierbäume)

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartier- und Nahrungshabitate zu ersetzen. Zur Optimierung der Zugänglichkeit von Jagdhabitaten kann je Verteilung von Quartier- und Jagdhabitaten eine dauerhafte Offenhaltung von Schneisen, z.B. Waldwege / Rückegassen mit einer Breite von minimal 3 m erforderlich sein (vgl. ASCHOFF et al. 2006: 65).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen.

- Waldbestand im räumlich-funktionalen Zusammenhang zu der betroffenen Kolonie mit entsprechender Eignung und hohem Aufwertungsbedarf aus naturschutzfachlicher Sicht. Nahrungshabitate und Quartierhabitate sollten zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum bzw. die Häufigkeit von Strukturen mit abstehender Borke als auch den Insektenreichtum fördern, am besten

- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz :
 - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
 - Ringeln des Stamms.
 - Erhöhung der Umtriebszeit (Eiche > 300 Jahre, Buche >200 Jahre, Fichte und Kiefer >140 Jahre BfN-Internethandbuch)
 - Nutzungsverzicht (insbesondere Bäume mit Spaltenquartieren)
- Maßnahmen zur Optimierung der Jagdhabitate:
 - Förderung schmetterlingsreicher Baumarten (insbesondere Stiel- und Traubeneiche und Weichhölzer)
 - Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen unter Erhalt von alten und absterbenden Bäumen als (zukünftige) Quartierbäume.
 - Auflichten von dichten Beständen, insbesondere Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auflichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitate werden durch die Auflichtung erst bejagbar, allzu dichte (Jung-)Bestände werden dagegen nicht bejagt (u.a. KLENKE et al. 2004).
- Kurzfristig / unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Mittel- bis langfristig / unbekannt: Nutzungsaufgabe und/oder Förderung von Totholz.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurzfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung eher mittel- bis langfristig zu erwarten. Die Artökologie ist gut bekannt.

- Die Habitatansprüche der Art sind bezüglich der Maßnahme gut bekannt. Die Komplexmaßnahme „Strukturanreicherung von Wäldern“ wird unter Nennung von hier beschriebenen Teilmaßnahmen in der Literatur empfohlen (z. B. BfN-Internethandbuch; HMUJELV 2010: 101).
- Die Verfügbarkeit von Nahrung / Beutetieren wird plausibel erhöht, sei es durch Verbesserung des Zuganges zum Nahrungshabitat, sei es durch Erhöhung des Beutetierangebotes (erhöhte Emergenz an Nahrungsinsekten an einem Waldgewässer im Vergleich zum benachbarten Wald bzw. erhöhte Beutetierdichte / Beutetierartenzahl an der Eiche gegenüber anderen heimischen und nicht heimischen Baumarten).
- Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen mehrheitlich als hoch eingestuft.
- Maßnahmenelemente, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittelfristig / unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel-hoch, im Einzelfall als CEF- Maßnahme geeignet

Fazit: Für die Fransenfledermaus stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Überbrückung von Mangelsituationen an Quartieren im Wald bereit: kurzfristig kann durch die Installation von Fledermauskästen in Wäldern geeignetes zusätzliches Quartierangebot bereitgestellt werden. Sommerquartiere in Gebäuden und Winterquartiere sind dagegen mangels Erfahrungen vermutlich nur mittelfristig herstellbar. Als Maßnahme im Sommerhabitat ist die Herstellung von Gehölzen zur Entwicklung von Flugrouten als CEF-Maßnahme möglich.

Angaben zur Priorität: Die Anlage von Gehölzstrukturen ist je nach Standort kurzfristig wirksam, ist nach Angabe der Experten in NRW aber nicht prioritär.

Quellen:

Aschoff, T.; Holderied, M.; Marckmann, U. & Runkel, V. (2006): Forstliche Maßnahmen zur Verbesserung von Jagdlebensräumen von Fledermäusen. Abschlussbericht für die Vorlage bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. <http://www.dbu.de/PDF-Files/A-22437.pdf>. 20.10.08, 70 pp.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 12.02.2018

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf, pp. 134.

Dieterich, H. (2002): Fransenfledermäuse (*Myotis nattereri*) in Waldquartieren bei Plön/Holstein. Nyctalus (N.F.) Berlin 8. S. 369 – 372.

Dietz, C. (2005): Fledermäuse schützen – Berücksichtigung des Fledermausschutzes bei der Sanierung von Natursteinbrücken und Wasserdurchlässen. Innenministerium Baden-Württemberg. 40S.

Dietz, M.; Simon, M. (2003): Artensteckbrief Fransenfledermaus *Myotis nattereri* in Hessen – Verbreitung, Kenntnisstand, Gefährdung.

Dolch, D. (2003): Langjährige Untersuchung an einer Wochenstubengesellschaft der Fransenfledermaus, *Myotis nattereri* (Kuhl, 1817), in einem Kastenrevier im Norden Brandenburgs. – Nyctalus (N.F.) 9,1. S. 14 – 19.

Fiedler, W.; Illi, A.; Alder-Eggli, H. (2004): Raumnutzung, Aktivität und Jagdhabitatwahl von Fransenfledermäusen (*Myotis nattereri*) im Hegau (Südwestdeutschland) und angrenzendem Schweizer Gebiet. – Nyctalus (N.F.) 9: 215-235.

Hoffmann, U. und D.; Eggert M. und M. (2007): Fledermausvorkommen im Wald von Harthausen. Ergebnisse von Kastenkontrollen (1988 – 2006). In: König, H.; Wissing, H. (Hrsg.) (2007): Die Fledermäuse der Pfalz - Ergebnisse einer 30jährigen Erfassung. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V.(GNOR) Beiheft 35. 220pp.

[HMUELV, Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz \(2010\): Natura 2000 praktisch in Hessen. Artenschutz im Lebensraum Wald, 192 S.](#)

Kockerbeck, J. (2002): Telemetrische Untersuchungen zum Verhalten der Fransenfledermaus *Myotis nattereri* (KUHL 1817) in der Westfälischen Bucht. – Diplomarbeit am Institut für Neuro- und Verhaltensbiologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, 84 S. + Anhang.

Kretzschmar, F.; Braun, M. (1993): Der Steinbruch Leimen: eines der bedeutendsten Fledermausquartiere Baden-Württembergs. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 75, S. 133-142.

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_xxxxxx.pdf

Leitl, R. (1995): Nistkastenbewohnende Fledermäuse in einem Waldgebiet der Mittleren Oberpfalz. - Diplomarbeit, Universität München.

Meier, F. (2002): Telemetrische Untersuchungen zur Ökologie der Fransenfledermaus *Myotis nattereri* (KUHL 1817) in der Westfälischen Bucht. – Diplomarbeit am Institut für Landschaftsökologie der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster, 80 S. + Anhang.

Meschede, A.; Heller, K.-G. (2000): F&E-Vorhaben des BfN: Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.

Meschede, A.; Heller K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66. Bonn - Bad Godesberg.

Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M.; Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).

NACHTaktiv / SWILD (2007): Monitoring der Fledermausschutzmaßnahmen an der BAB A 17 Dresden – Grenze D / CZ.

NLWKN (2010). Im Auftrag der DEGES. Unveröff.

[Peste, F.; Paula, A.; da Silva, L.; Bernardino, J.; Pereira, P.; Mascarenhas, M.; Costa, H.; Vieira, J.; Bastos, C.; Fonseca, C.; Pereira, M. J. R. \(2015\): How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. Environmental Impact Assessment Review 51: 12-22.](#)

Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. INTERREG IIIB Lebensraumvernetzung.

Schlapp, G. (1981): Untersuchungen zur Verbreitung und Ökologie einheimischer Fledermäuse. Diplomarbeit, Univ. Erlangen-Nürnberg.

Schlapp, G. (1990): Populationsdichte und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteini* (Kuhl, 1818) im Steigerwald (Forstamt Ebrach). *Myotis* 28. 39-58.

Siemers, B.M.; Kaipf, I.; Schnitzler, H.-U. (1999): The use of day roosts and foraging grounds by Natterer's bat (*Myotis nattereri* KUHL, 1818) from a colony in southern Germany. – *Z. Säugetierkunde* 64: 241-245.

Smith, P.G.; Racey, P.A. (2005): The itinerant Natterer: physical and thermal characteristics of summer roosts of *Myotis nattereri* (Mammalia: Chiroptera). – *J. Zool.* 266: 171-180.

Smith, P.G., Racey A. (2002): Habitat management of Natterer's Bat (*Myotis nattereri*). Mammals Trust. (UK). www.ptes.org/files/1339_nattererbook.pdf. 14 S.

Swift, S.-M. (1997): The use of flyways by bats in Scotland. *Scottish Bats* 4: S. 36 – 37.

Trappmann C.; Boye, P. (2004): *Myotis nattereri* (KUHL, 1817). – In: Petersen, B.; Ellwanger, G.; Bless, R.; Boye, P.; Schröder, E.; Ssymank, A. (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 69/2: 477-481.

Trappmann, C. (1996): Untersuchungen zur Nutzung von Winterquartieren und Sommerhabitaten in einer Population der Fransenfledermaus (*Myotis nattereri*) (KUHL 1817) in Bereichen der Westfälischen Bucht.

Trappmann, C.; Clemen, G. (2001): Beobachtungen zur Nutzung des Jagdgebiets der Fransenfledermaus *Myotis nattereri* (KUHL, 1817) mittels Telemetrie. – *Acta biologica Benrodis* 11: 1-31.

<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>

<http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>

2.7 Graues Langohr (*Plecotus austriacus*)

Graues Langohr *Plecotus austriacus* ID 130

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wochenstuben- und Paarungsquartiere in Spalten an und in Gebäuden (Gebäudeteile; engere Quartierstruktur).

Ruhestätte: Tagesquartiere (im Sommerhalbjahr z.B. in Dachstühlen). Die Überwinterung erfolgt in Kellern, Höhlen und Felsspalten (nach LANUV o.J. seltener in Höhlen und Stollen) (DIETZ et al. 2007: 359, DIETZ & KIEFER 2014: 368, LANUV o.J.).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Wochenstube. Je nach Winterquartiervorkommen bezieht sich die Abgrenzung der lokalen Population im Winter punktuell auf das einzelne Winterquartier oder auf den Raum eng (etwa < 100 m) beieinander liegender Winterquartiere (vgl. BfN-Internethandbuch; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Gebäude bewohnende Art in strukturreichen Landschaften mit Parkanlagen, Streuobstwiesen, Laub- und Mischwäldern.
- Als Wochenstube werden geräumige Dachböden aufgesucht (meist von Kirchen und Schlössern). Dort in Zapfenlöchern, Spalten hinter Dachbalken, Balkenkehlen, Spalten in Mauerwänden, aber auch freihängend, in Kammern von Hohlbetonwänden oder außen hinter Holzverschalungen vorzufinden (DIETZ et al. 2007: 359, DIETZ & KIEFER 2014: 368, LANUV o.J.). Quartiere werden regelmäßig gewechselt (meist innerhalb des Daches, aber auch Wechsel zwischen den Dachstühlen (DIETZ et al. 2007: 359, DIETZ & KIEFER 2014: 368).
- Männchen nutzen als Sommerquartier Dachböden, dort in Balkenkehlen u.Ä., seltener außen an Gebäuden hinter Fensterläden, in Hohlräumen im Mauerwerk, Außenverkleidung, Einzeltiere auch in Höhlen, Fledermauskästen und Dehnungsfugen von Brücken anzutreffen (DIETZ et al. 2007: 359, DIETZ & KIEFER 2014: 368, LANUV o.J.).
- Im Winter dienen Keller, Höhlen, Felsspalten und Dachstühle als Quartier. Dort in Spalten, in Balkenkehle und freihängend. Auch in Spalten, an Fassaden und in Zwischendächern vorzufinden (DIETZ et al. 2007: 359, DIETZ & KIEFER 2014: 368, LANUV o.J.). Die Art bevorzugt eher trockene Umgebung mit einer Temperatur von 2-9°C (0-12°C) (LANUV o.J.).
- Als Jagdhabitat werden gehölzreiche Strukturen, strauchreiche Waldränder, gebüschreiche Waldbestände, krautige Säume, Parkanlagen, Gärten und Obstwiesen aufgesucht (LANUV o.J.). Insekten werden von knapp über dem Boden bis in Höhen von über 10 m (meist 2-5 m) erbeutet (DIETZ et al. 2007: 360, DIETZ & KIEFER 2014: 368, LANUV o.J.). Die Art jagt größtenteils im Kronenbereich hoher Bäume oder im freien Luftraum, aber auch an Straßenlaternen oder in landwirtschaftlichen Gebäuden (LANUV o.J.).
- Als Nahrung dienen Insekten des Offenlandes, insbesondere Nachtfalter (v.a. Eulenfalter) (DIETZ et al. 2007: 360, DIETZ & KIEFER 2014: 368).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Entfernung zwischen Sommerquartieren kann bis zu 4 km betragen (DIETZ et al. 2007: 360, DIETZ & KIEFER 2014: 368).
- Das Jagdhabitat kann individuell zwischen 5 und 75 ha groß sein und in einer Entfernung von bis zu 5,5 km vom Quartier liegen. Ein bis zu 10-facher Wechsel zwischen den Teiljagdgebieten ist pro Nacht möglich. In den Teiljagdgebieten wird kleinräumig gejagt (DIETZ et al. 2007: 360, DIETZ & KIEFER 2014: 368, LANUV o.J.).
- Ortstreue Art: die Entfernung zwischen den Sommer- und Winterquartieren liegt selten über 18 km, als weiteste Entfernung wurden 62 km nachgewiesen (DIETZ et al. 2007: 360, DIETZ & KIEFER 2014: 368, LANUV o.J.).

Maßnahmen

1. Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich (FL1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuschaffung von als Quartier geeigneten Strukturen im Siedlungsbereich werden Quartierverluste kompensiert. Durch die Maßnahme werden Hangplätze für Fledermäuse entweder durch die Schaffung von Hohlräumen entwickelt oder der Zugang zu bestehenden Hohlräumen geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gehen Gebäudequartiere verloren, ist ein Ersatz nur durch strukturell vergleichbare Quartiere zu schaffen. Die Einbeziehung von fachkundigen Experten bei der Auswahl des Standortes und der Maßnahmenumsetzung ist unbedingt erforderlich.
- Die neuen Quartiere sollten möglichst nahe (5 km ; NLWKN 2010:108) an oder innerhalb geeigneter Nahrungslebensräume (gehölzreiche Strukturen, Parkanlagen, Gärten, strauchreiche Waldbestände) realisiert werden oder müssen über Leitstrukturen (z. B. Baumreihen) an solche angebunden sein.
- Warme Dachböden werden offenbar bevorzugt (20-30°C; REITER & ZAHN 2006: 105); insgesamt sollen Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatureigenschaften zur Verfügung stehen (besont/warm bis ausgeglichen).
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die anderen konkurrierenden Arten keinen Zutritt erlauben). Bei allen Arbeiten an Gebäuden ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden (REITER & ZAHN 2006: 107).
- Neu zu schaffende Quartiere (Einflug) sollten mindestens 3 m hoch angelegt werden, um Eingriffe durch Personen oder Haustiere zu vermeiden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Es wird empfohlen, von den Fledermäusen genutzte Strukturen aus dem verloren gehenden Quartier auszubauen und für die Neugestaltung des neuen Quartiers zu nutzen).
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen bezüglich der (störungsfreien) Bauzeiten, der Bauausführung und der verwendeten Materialien eingehalten werden
 - Sommerquartiernutzung sind nach SCHEUNERT et al. (2010: 441) zwischen April (Anfang Mai) und Ende Oktober besetzt; teilweise sind die Tiere bis November im Sommerquartier
- Generell:
 - Als Einflugöffnungen ins Quartier sollten Spalten z.B. hinter Dachrinnen, offene Dachfenster, Spalten in der Dachfläche (schlecht liegende oder fehlende Ziegel, etc.) oder Spalten zwischen Dach und Mauer sowie verschiedene Temperaturzonen in den potenziellen Verstecken vorhanden sein (unterschiedliche Nutzung von Verstecken je nach Umgebungstemperatur; REITER & ZAHN 2006: 108). Fledermausziegel (modifizierte Lüftungsziegel, die den Fledermäusen den Zugang in den Dachstuhl ermöglichen sollen) werden von LfU (2008) als kritisch betrachtet, da die Öffnungen für Fledermäuse schwer zu finden sind.
 - Vorhandene Hangmöglichkeiten sollen möglichst erhalten und ausgedehnt werden.

- Mikroklima, Belüftung: Eine Änderung der Belüftung oder Belichtung des von Fledermäusen bewohnten Dachstuhls führt oft zum Verlust von Hangplätzen, u.U. wird das Quartier ganz aufgegeben (REITER & ZAHN 2006: 107).
- Eine große Anzahl an verschieden ausgeprägten Verstecken (Zapfenlöcher, kleine Spalten im Mauerwerk, Verstecke auf Dachböden) erhöht den Maßnahmenerfolg, da diese Art häufig auch innerhalb des Dachbodens ihr Quartier wechselt (DIETZ & KIEFER 2014: 368, Bewertung nach NLWKN 2010: 8 >20 Spalten „sehr gut“, 5-20 Spalten „gut“).
- Auf eine Außenbeleuchtung ist zu verzichten, ist dies nicht möglich, müssen zumindest die Ein- und Ausflüge im Schatten liegen (REITER & ZAHN 2006: 106/108).
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden. Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz zu verzichten (LANUV o.J.). Für fledermausverträgliche Holzschutzmittel siehe SCHWEIZERISCHE KOORDINATIONSTELLE FÜR FLEDERMAUSSCHUTZ (o.J.). Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.
- Weitere Optimierungsmöglichkeiten:
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (Schemazeichnungen des NABU Hessen o.J.): Fledermausbretter
- Auf die Anbringung von Fledermauskästen ist zu verzichten, da diese kaum vom Grauen Langohr angenommen werden (DIETZ et al. 2007: 359, NLWKN 2010: 2, SWIFT 1998: 147).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist mindestens alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Artexperten. Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen ist unabdingbar.
- Konflikte mit Gebäudeeigentümern / Bewohnern sind im Vorfeld zu klären / auszuräumen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern das Quartier in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es bestehen Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Anforderungen an Gebäudequartiere.
- Wissenschaftliche Nachkontrollen liegen vor: Fledermausbretter, welche im Dachboden angebracht wurden, werden von Grauen Langohren genutzt (REITER & ZAHN:106).
- Aufgrund der Schwierigkeit der Herstellung neuer Gebäudequartiere und der starken Traditionsbindung der Tiere an bestehende Quartiere mit ihren Quartiereigenschaften ist die Annahme neuer Strukturen immer mit Unsicherheiten verbunden. Eine Betreuung der Sanierungsarbeiten durch Fledermausexperten ist zwingend notwendig.
- Aufgrund dessen sowie der Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen wird die Wirksamkeit der Maßnahme als mittel eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet

2. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden, da sich diese meist in historischen Gewölben, Kellern oder unterirdischen Stollen, Höhlen o.ä. befinden, die mikroklimatische Besonderheiten aufweisen und durch eine langjährige Tradition von den Tieren genutzt werden.

Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einsehbaren Hohlräumen verstecken können, kann der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers lediglich durch einen fachkundigen Spezialisten zuverlässig eingeschätzt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich.

Gehen Winterquartiere verloren, kann in der Regel nur Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- bisher nicht zugängliche unterirdische Hohlräume in Form von Kellern, Stollen, Bunkeranlagen etc. geöffnet werden.
- Vorhandene, als Winterquartier genutzte Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Maßnahme ist beschränkt auf sporadische Vorkommen von Einzeltieren und nur dann anzuwenden, wenn Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen. Traditionelle Dauerquartiere müssen stets als Einzelfall betrachtet werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Störungsfreie Quartierumgebung, insbesondere Beleuchtungsfreiheit.
- Auf günstige An- und Abflugflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben). Bei allen Sanierungen ist es wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Größe, Aufbau und Struktur des neuen Quartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren.
- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (s. auch MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff.):
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten (Vergitterung)

- Steuerung von Luftströmung und Temperatur
- Wiedereröffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
- Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (z.B. HERTER 2007) mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, REITER & ZAHN 2006).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt und von Spezialisten begleitet werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.
- Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen.
- Es ist stets zu beachten, dass darüber hinaus meist auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sind, die möglicherweise andere mikroklimatischen Bedingungen präferieren.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es bestehen Kenntnisdefizite zu konkreten Anforderungen an Winterquartiere.
- Der Schutz und Erhalt von Winterquartieren bzw. die Entwicklung im Sinne der o.g. Maßnahmen werden in DIETZ & SIMON (2006: 6), LANUV (o.J.), LfU (o.J.), NLWKN (2010: 9) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme. Es liegen ältere Belege für die Annahme von sanierten Winterquartieren für das Braune Langohr vor (vgl. SWIFT 1998: 147).
- Aufgrund der Kenntnisdefizite bzgl. der Ansprüche an Winterquartiere sowie des Fehlens von wissenschaftlichen Belegen wird die Wirksamkeit der Maßnahme als mittel eingeschätzt. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail bedingen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen.

Aufgrund der Wissensdefizite und der wenigen Winternachweise, die erfasst werden, ist eine Überprüfung der Maßnahmeneignung beim Grauen Langohr auch kaum möglich. Wegen der vermuteten und im Analogieschluss zu anderen Fledermausarten traditionellen Bindung an ihre Winterquartiere im räumlich-funktionalen Zusammenhang, ist – bei Neuschaffung oder relevanter baulicher Veränderung - nur mit einer langfristigen Annahme zu rechnen. Entsprechend kommt die Maßnahme dann lediglich als FCS-Maßnahme in Betracht).

3. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Das Graue Langohr gilt als strukturgebundene Art, die sich den Raum entlang von Leitstrukturen erschließt, welche von Hecken, Alleen, Waldrändern und anderen Vegetationselementen gebildet werden (FÖA 2011: 47). Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden (SWIFT 1998: 146). Durch das Schließen von größeren Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt. Neben der Funktion als Leitstrukturen werden Jagdhabitatsfunktionen bereitgestellt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.
- Als verbindendes Element zwischen Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils einen Flugweg / verloren gehende Struktur muss eine neue entsprechend entwickelt werden.
- Eine Wirksamkeit dieser Maßnahme wird bei einer Gehölzhöhe ab 2-3 m erreicht. Dies ist durch die Verwendung entsprechender Pflanzstärken zu gewährleisten.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist im Einzelfall das Pflanzgut auszuwählen und im Idealfall schnellwüchsige Arten auszuwählen, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, damit sich eine funktionale Leitstruktur für Fledermäuse relativ schnell entwickeln kann.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe: Es sollte sowohl ein zeitliches als auch räumlich getrenntes Zurückschneiden / „auf den Stock setzen“ stattfinden, sodass die Maßnahme ihre Eigenschaft als Leitstruktur nicht verliert (keine regelmäßige Pflege des Maßnahmenstandorts durch Gehölzschnitt) Die Resthöhe der gepflegten Abschnitte sollte mindestens 1m betragen. Ansonsten müssen entsprechende Strukturen durch vergleichbare Zaunkonstruktionen, Pflanzungen o.ä. ersetzt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind breitere Zufahrten (>10 m) im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen. Damit im Bereich notwendiger Zufahrten nicht die von der Art benötigten akustisch wirksamen Leitstrukturen fehlen, werden die Zufahrten temporär oder dauerhaft mit Zäunen oder Vergleichbarem so zugestellt, dass eine annähernd lückenlose Verbindung zwischen den Heckenenden besteht.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) und sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Diese Maßnahme besitzt in Fällen, bei denen das Quartier der Tiere und ihre Jagdgebiete durch Offenland voneinander getrennt sind eine hohe Priorität, da diese Art sehr strukturgebunden fliegt und schon kleinere Lücken in den Leitstrukturen als Barriere wirken können.
- Bei der Planung einer Neuanlage von Gehölzstrukturen sind die möglichen (negativen) Auswirkungen auf andere Arten (u.a. Offenlandbrüter) zu berücksichtigen und ggf. naturschutzfachlich gegeneinander abzuwägen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist auf günstigen Standorten kurzfristig (1-5 Jahre, je nach Standort und Pflanzware) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (Nachweise strukturgebundener Fledermausarten an 2-3 m hohen neuen Heckenstrukturen im Zuge wissenschaftlicher Nachkontrollen an der BAB A 17 bei Dresden; NACHTaktiv & SWILD 2008, FÖA 2011).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt. Die Maßnahme wird von LANUV (o.J.), LfU (o.J.), DIETZ & SIMON (2005: 17), NLWKN (2010: 8), SWIFT (1998: 146) sowie im BfN-Internethandbuch empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF- Maßnahme geeignet (je nach Ausgangssituation mittelfristige Wirksamkeit beachten)

4. Anlage von artenreichem Grünland (inklusive Brachflächen) (O1,O1.2.3, O3.1.3, O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage, Wiederherstellung und langfristige Pflege von landschaftstypisch ausgeprägten artenreichen Grünlandbereichen, wenn diese in entsprechender Qualität und Quantität fehlen. Das Graue Langohr erbeutet insbesondere Eulenfalter, die auf den unterschiedlichsten Biotoptypen wie z.B. Halbtrockenrasen, Feuchtwiesen, Staudenfluren, mit Hecken durchsetzten Wiesen, Streuobstwiesen, Kohldistelwiesen vorkommen (EBERT 1997:366f.). Daher kommen in Betracht (am besten im Verbund):

- Anlage von extensiv beweidetem Grünland und Feuchtwiesen
- Anlage / Entwicklung von Streuobstwiesen
- Anlage von blütenreichen Säumen
- Anlage von Hochstaudenfluren

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst nahe der Kolonie / im Aktionsraum (bis maximal 5 km Radius um die Wochenstube, BERG & WACHLIN 2011: 5).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Fachliche Einschätzung: Der Maßnahmenbedarf entspricht mindestens der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche bei Anlage auf Ackerflächen. Werden Maßnahmenflächen aus anderen Biotopflächen als Ersatzhabitate aufgewertet, entwickelt oder wiederhergestellt, muss dies durch Flächenaufschläge entsprechend berücksichtigt werden.
- Maßnahmen, die mehrere Teilflächen umfassen, sollten mittels Gehölzstrukturen vernetzt werden (vgl. die Maßnahme 3: Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen).

Das Insektenreichtum kann durch folgende Maßnahmen gefördert werden:

- Anlage / Entwicklung von Streuobstwiesen:
 - Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdicke soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010).
 - Pflege der Bäume: Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen: Geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
 - Die Grünfläche ist durch extensive Mahd zu pflegen, wobei Mahdzeitpunkt und -frequenz an die regionalen Besonderheiten angepasst werden.
 - Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.
- Entwicklung Extensivgrünland:
 - Die Grünlandfläche ist durch extensive Mahd oder Beweidung zu pflegen, wobei Mahdzeitpunkt und -frequenz an die regionalen Besonderheiten angepasst werden.
 - Der Erhalt / die Anlage von strukturierten Vegetations- / Altgrassäumen trägt zur Förderung der Wirbellosenfauna bei (SANDREUTHER 2003: 23). MÜLLER & BOSSHARD (2010: 216) empfehlen im

Grünland ein Flächenanteil von 5-10% der Gesamtfläche. Die Streifenbreite sollte zwischen 3-5 m liegen (SIERRO & ARLETTAZ 2007). Der Streifen ist jedes Jahr neu anzulegen; dieselbe Fläche sollte erst wieder nach 3-4 Jahren genutzt werden, um einer Verbrachung vorzubeugen (MÜLLER & BOSSHARD 2010: 213). Die Mahd erfolgt im Herbst/ Winter (SIERRO & ARLETTAZ 2007).

- ⊖ Bei Anlage artenreicher Bühstreifen oder – flächen primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014). ~~Anlage von artenreicher Blühstreifen oder – flächen durch Einsaat mit geeignetem, regionalem Saatgut.~~

- Anlage von Hochstaudenfluren durch Einsaat bzw. Anpflanzung und Pflege von Vegetationsstrukturen.
- Anlage von Hecken auf den jeweiligen Flächen (strukturgebundene Art, s. HESSEN-FORST 2003: 17).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume; Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben (Details bei MULNV 2009 und ARGE Streuobst 2010).
- Gehölzpflege (Hecken) alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (s.o. bei M 3).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Anlage von Streuobstbeständen: Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes: Bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, ggf. Schnittpflege vorhandener Gehölze) ist eine Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich. Die Zeitdauer für ggf. erforderliche Ausmagerungen hängt von der Wüchsigkeit des Ausgangsbestandes ab und kann auch eine mittel- bis langfristige Zeitspanne erfordern. Vollständige Neupflanzungen aus Gehölzen erreichen frühestens nach 10-15 Jahren die Struktur einer Streuobstwiese.
- Anlage von Hecken: Innerhalb von 2 Jahren bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten (dichtbeastete Dornsträucher ab Höhe ca. 1,5 m). Bei Verwendung geringerer Pflanzqualitäten ist sonst meist erst nach ca. (5-) 10 Jahren eine Wirksamkeit gegeben (FISCHER & ZEIDLER 2009, NEUGEBAUER 2009, LfU 2007).
- Anlage von Extensivem Grünland: Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitats) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren (bei Ausmagerung je nach Wüchsigkeit auch länger).
- Hochstauden: Kurze Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit (1 – 3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt. Die Maßnahme wird von BERG & WACHLIN 2011: 3, LANUV (o.J.), HESSEN-FORST (2003: 17), DIETZ & SIMON (2006:6), NLWKN (2010: 8) und im BfN-Internethandbuch empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF- Maßnahme geeignet (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für das Graue Langohr stehen bzgl. der Neuschaffung / Optimierung von Jagdhabitaten kurzfristig wirksame CEF-Maßnahmen zur Verfügung. Maßnahmen zur Neuschaffung / Optimierung von Quartieren sind im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet.

Quellen:

ARGE Streuobst (2010): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albtrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales“ Kurzfassung.

Berg, J., Wachlin, V. (2011): Graues Langohr: http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_plecotus_austriacus.pdf. Abruf 18.01.2016.

BfN-Internethandbuch zu den Arten des FFH-Richtlinie Anhang IV: Graues Langohr. <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh-anhang4-graues-langohr.html>. Abruf am 23.05.2016.

Dietz, C. und Kiefer, A. (2014): Die Fledermäuse Europas: S.366-369.

Dietz, C.; Helversen, O.; Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrika. S.358-361.

Dietz, M. & Weber, M. (2000): Baubuch Fledermäuse. Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Arbeitskreis Wildbiologie an der Universität Gießen (Hrsg.). 228 S. + Kopiervorlagen. Auszugsweise: NABU Hessen.

Dietz, M.; Simon, M. (2005): Artgutachten 2003 - Gutachten zur gesamthessischen Situation des Grauen Langohrs *Plecotus austriacus* - Verbreitung, Kenntnisstand, Gefährdung. Hessen-Forst FENA: 1-20

Dietz, M.; Simon, M. (2006): Artensteckbrief 2006 Graues Langohr *Plecotus austriacus* in Hessen - Verbreitung, Kenntnisstand, Gefährdung. Hessen-Forst FENA: 1-7.

Ebert, G (1997): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 5, Nachfalter III.

Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.

FÖA (2011): Arbeitshilfe Fledermäuse und Straßenverkehr. Ausgabe 2011 (Entwurf, Stand Okt. 2011). Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.256/2004/LR „Quantifizierung und Bewältigung verkehrsbedingter Trennwirkungen auf Arten des Anhangs der FFH-Richtlinie, hier Fledermauspopulationen“ des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bearb. J. Lüttmann, R. Heuser, W. Zachay (FÖA Landschaftsplanung GmbH) unter Mitarbeit von M. Fuhrmann (Beratungsgesellschaft NATUR GbR), T. Hellenbroich, G. Kerth (Univ. Greifswald), B. Siemers (Max Planck Institute für Ornithologie). Hrsg. Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). 108 S

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Naturschutz-Fachinformationssystem NRW. <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/saeugetiere/schutzziele/6515>. Abruf am 18.01.2016.

Herter, R. (2007): Unkonventionell aus Holzbetonresten hergestellte Wand- und Deckenelemente als ideale Winterquartiersausstattung für Fledermäuse. *Nyctalus N.F.* 12 (4). 325-330.

LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (o.J.): <http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige/140711>. Abruf 18.01.2016.

LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg. 2007): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S., Augsburg.

LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (2008): Fledermausquartiere an Gebäuden. Erkennen, erhalten, gestalten. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg. http://fledermaus-bayern.de/content/fldmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf. Abruf 18.01.2016.

Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M. & Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).

- MUNLV / Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2009): Streuobstwiesenschutz in Nordrhein-Westfalen Erhalt des Lebensraumes, Anlage, Pflege, Produktvermarktung. http://vns.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/broschuere_streuobstwiesenschutz_mkulnv_2009.pdf, Abruf 23.05.2016
- Müller, M., Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 42 (7): 212-217.
- NABU Hessen (o.J.): Fledermausbrett am Haus: <https://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>. Abruf 12.01.2016.
- NACHTaktiv & SWILD (2008): Monitoring von Schadensbegrenzungsmaßnahmen für die Kleine Hufeisennase BAB A 17, VKE 391.3 Kurzbericht - Funktionskontrolle 2008. - Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der DEGES, Berlin, 23 Seiten.
- Neugebauer, K. (2009): Erfahrungen mit der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung aus Sicht einer Höheren Naturschutzbehörde. *Laufener Spezialbeiträge* 1 / 2009: 81-90.
- NLWKN / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen, Teil 3: Säugetierarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Graues Langohr (*Plecotus austriacus*).
- Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>, 132 pp.+ Anhang.
- Sandreuther, G. (2003): Pilotprojekt "Hilfe für den Steinschmätzer": "Umzug" geglückt - dauerhafte Besiedlung noch fraglich. *Pollichia Kurier* 19(2): 22-23.
- Scheunert, A.; Zahn, A. & A. Kiefer (2010): Phenology and roosting habits of the Central European grey long-eared bat (Fischer 1829). *European Journal of Wildlife Research*, Springer Verlag, 2009, 56 (3), pp.435-442.
- Schweizerische Koordinationsstelle für Fledermausschutz (o.J.): Fledermausverträgliche Holzschutzmittel: <http://www.fledermausschutz.ch/pdf/Holzschutzmittelliste.pdf>. Abruf 12.01.2016.
- Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.
- Swift, S. (1998): Long-eared Bats. Harcourt Publishers Ltd. (ISBN: 0856611085). 208 pp.

2.8 Große Bartfledermaus (*Myotis brandtii*)

Große Bartfledermaus *Myotis brandtii* ID 85

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: in NRW v.a. Gebäude bewohnende Art in strukturreichen Landschaften mit einem hohen Wald- und Gewässeranteil. Wochenstubenquartiere auf Dachböden bzw. hinter Fensterläden oder in Spalten an Gebäuden (dann meist waldnah), seltener in Spalten oder Höhlen von Bäumen sowie in Fledermauskästen. Quartierwechsel innerhalb einer Saison kommen regelmäßig vor. Je nach Quartiertypen (Einzelquartiere mit Siedlungsbezug: Dachstühle, Fensterläden; Quartiere ohne Siedlungsbezug: Baumhöhlen, Baumspalten und insbesondere Vogel- und Fledermauskästen) (MESCHEDE & HELLER 2000, NLWKN 2010) wird als FoRu das offensichtliche Aktionszentrum (Gebäude) oder, sofern ein räumlich eher weitläufiger Quartierverbund besteht, das Einzelquartier zuzügl. direktem Umfeld als FoRu abgegrenzt.

Lt. Angaben der Experten aus NRW sind kopfstärke Kolonien eher in Gebäuden zu finden. Die Kolonien wählen im Zeitraum zwischen Mai und Juni Gebäudequartiere; nach diesem Zeitpunkt teilen sich die Wochenstuben auf und besiedeln auch Quartiere im Wald. Ruhestätte: Winterquartiere in Stollen, Kellern oder anderen vorherrschend frostfreien unterirdischen Hohlräumen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (~~# LANUV~~)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere](#) (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Der Kenntnisstand bezüglich der Anforderungen der Art an ihre Habitate ist noch mangelhaft.

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Typische Waldart; Sommerlebensräume sind strukturreiche Landschaften mit hohem Wald- und Gewässeranteil (BRAUN & DIETERLEN 2003: 434; MESCHEDE & HELLER 2000: 213; www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de 2010); bevorzugte Jagdgebiete sind unterholzreiche, aber noch lichte (Laub)Waldbestände, Feldgehölze und Hecken (MESCHEDE et al. 2002: 59, DIETZ et al. 2007), eingeschränkt auch Siedlungsbereiche mit einem hohen Grünanteil (Parkanlagen, Gärten und Streuobstgebiete mit Altbaumbestand und ähnliche Strukturen) mit darin eingelagerten Feuchtgebieten bzw. Gewässern.
- Sommerquartiere bevorzugt in Baumhöhlen oder Fledermauskästen, aber auch in spaltenförmigen Quartieren an Gebäuden wie unter Verschalungen, in Spalten zwischen Balken, hinter Fassaden oder ähnliches.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Orts- und quartier(ort)treue Art, wanderfähig (Saisonwanderungen zwischen den Sommer- und Winterquartieren sind nur ausnahmsweise belegt (STEFFENS et al. 2004) (noch erheblicher Klärungsbedarf).
- Entfernung zwischen Quartieren und Jagdgebiet oft nur wenige Kilometer, individuell jedoch auch erheblich weiter (4-12 km; MESCHEDE & HELLER 2000: 54, ebenso www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de 2010).
- Individuelle Jagdhabitats sehr variabel (Teiljagdhabitats 1-4 ha, insgesamt nicht unter 20-50 ha; DIETZ et al. 2007: 219, BRAUN & DIETERLEN 2003: 436)

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen / Flachkästen in Waldlebensräumen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Die Maßnahme ist nur als Kompensation von verlorengehenden Baumquartieren geeignet, nicht jedoch für verlorengegangene Gebäudequartiere. Fledermauskästen eignen sich als Zwischenquartier / Männchenquartier (LANUV 2012, TAAKE & HILDENHAGEN 1989); Wochenstubenquartiere in Fledermauskästen sind in NRW bislang nicht belegt. Da Zwischenquartiere für die Art im Allgemeinen ausreichend zur Verfügung stehen, ist die Einrichtung von Kästen revieren für die Große Bartfledermaus nur ausnahmsweise sinnvoll.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Für die Maßnahmendurchführung wird ein Wald ausgewählt, der ausreichend Entwicklungspotenzial hat, um mittel- bis langfristig auch Qualitäten als Quartierwald mit dem entsprechenden natürlichen Höhlenpotenzial zu entwickeln.
- Lage im Wald bzw. am Waldrand, möglichst in Gewässernähe und / oder über Leitstrukturen (Hecken) an diese Lebensräume angebunden (TAAKE 1984, DIETZ et al. 2007).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfadens). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen erfolgen. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3–4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Als Zwischenquartier werden sowohl Rundkästen (z.B. Rundkasten 2F von Schwegler, TAAKE & HILDENHAGEN 1989), als auch Flachkästen oder Brettverschalungen an Forsthütten und Felscheunen oder Jagdkanzeln (s. u., Maßnahme „Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und –hütten“) angenommen.
- Auf Grundlage der Erfahrung der Experten aus NRW präferiert diese Art Spaltenquartiere. Somit ist die Anbringung von Flachkästen empfehlenswert.
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Kasten tragende Bäume sind zu markieren und dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen (15 Bäume pro Hektar). (Nach der ABC-Bewertung⁴ gilt ein dauerhaftes Quartierangebot mit >10 Quartieren / ha als sehr günstig; zur mittelfristigen Sicherung eines Quartierverbunds halten BERG & WACHLIN (2011) mittelfristig mindestens 25 alte Bäume bzw. Höhlenbäume pro Hektar Wald für erforderlich).
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

⁴ Quelle: ABC-Bewertungsbogen LANUV NRW (2010).

- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zur kurzfristigen Kompensation sind Fledermauskästen vor allem in älteren, aber baumhöhlenarmen Wäldern auszubringen, wobei die langfristige Sicherung von Quartieren über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort anzustreben ist (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen $\leq 1-5$ Jahre.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Fledermauskästen eignen sich als Ersatz für Zwischenquartiere / Männchenquartiere (www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de 2010, TAAKE & HILDENHAGEN 1989); Wochenstubenquartiere in Fledermauskästen sind in NRW nicht bekannt.
- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind noch lückenhaft. Die Nutzung von Kästen als Zwischenquartier ist dokumentiert (Nachweise der Nutzung als Wochenstubenquartier liegen nicht vor). Da Zwischenquartiere für die Art im Allgemeinen ausreichend zur Verfügung stehen, ist die Einrichtung von Kastenrevieren für die Große Bartfledermaus nur ausnahmsweise sinnvoll.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008).
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme – soweit überhaupt eine zusätzliche Bereitstellung von Zwischenquartieren im Wald erforderlich erscheint – hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.
- Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen (in Bezug auf den Einsatz als Zwischenquartier) vor. Es sind jedoch Erkenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden. Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden.

- Da sich die Wochenstuben der Großen Bartfledermaus meist an Gebäuden innerhalb von Spalten oder geräumigen Dachböden befinden und nur selten Einzelquartiere im Wald nachgewiesen sind, besitzt diese Maßnahme nur bei verloren gehenden Einzelquartieren / Baumquartieren eine mittlere Eignung als CEF-Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich (FL1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuschaffung von quartiergeeigneten Strukturen im Siedlungsbereich sollen Quartierverluste kompensiert werden (diese Maßnahme gilt nur für den Fall, dass bestehende Quartiere im Siedlungsbereich, beispielsweise auf Dachböden oder sonstige Spaltenquartiere verloren gehen).

Möglichkeiten, Gebäudestrukturen zu erhalten sind bei DIETZ & WEBER (2000) und REITER & ZAHN (2006) dargestellt. Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nicht allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Der Fokus zur Schaffung neuer Quartiere soll in der Anlage von Quartiermöglichkeiten / Spaltenquartieren an Gebäuden liegen, die sich in direkter Waldnähe (z.B. Dorfrand in Waldnähe) oder im Wald (z.B. Forsthäuser, Jagdhütten) befinden. Gebäudequartiere liegen meist nahe an Waldrändern oder sind über Leitstrukturen (z. B. Baumreihen) an Wälder angebunden (DIETZ et al. 2007, SACHANOWICZ & RUCZYNSKI 2001). Austauschbeziehungen mit benachbarten Baumquartieren werden von DENSE & RAHMEL (2002) genannt.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die anderen konkurrierenden Arten keinen Zutritt erlauben). Bei allen Arbeiten an Gebäuden ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Hangmöglichkeiten im Giebel von Dachböden sowie in engen Nischen / Spalten von Deckenbohlen (geeignete Spalten können zum Beispiel mittels im Abstand von 1-2 cm parallel verlaufenden Dachlatten geschaffen werden).
- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatureigenschaften (besont / warm bis ausgeglichen).
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in DIETZ & WEBER 2000, REITER & ZAHN 2006, LfU Bayern 2008).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Wochenstubenquartieren von Ende August (Auflösung der Wochenstube meist bereits abgeschlossen) bis Anfang April und bei Winterquartieren von Anfang Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.

- Weitere Optimierungsmöglichkeiten:
 - Einbau von taubensicheren Durchflugmöglichkeiten für Fledermäuse (LfU Bayern 2008) in Dach- und / oder Giebelfenster oder Schleppgauben. Dadurch können verschlossene Dachböden zugänglich gemacht werden. Beispiele in LfU 2008: http://www.fledermaus-bayern.de/content/fldmcd/schutz_und_pflege_von_fledermausen/fledermausquartiere-gebäude-ifu-broschüre.pdf.
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (Schemazeichnungen des NABU Hessen): Fledermausbretter <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermause/4.pdf>.
 - Spalten als Giebelverkleidung: <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermause/3.pdf>
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden. Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz zu verzichten.
 - Fledermausverträgliche Holzschutzmittel: <http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>.
 - Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Es wird empfohlen, von den Fledermäusen genutzte Strukturen aus dem verloren gehenden Quartier auszubauen und für die Neugestaltung des neuen Quartiers zu nutzen).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei der Planung und Durchführung durch Art-Experten. Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen vor (s.o.). Es sind jedoch Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden. Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind im Einzelfall vorhanden (GRÜTZMACHER et al. 2003). Nach Angaben der Experten aus NRW gibt es bezüglich der Quartiernutzung dieser Art Kenntnisdefizite, da sehr wenige Gebäudequartiere in NRW bekannt sind. Die bislang bekannten Quartiere liegen überwiegend in direkter Nähe zu Waldrändern bzw. in Parkanlagen oder im Wald. Zudem werden die Quartiere dieser Art sehr konservativ genutzt und sehr selten gewechselt.

- Der Maßnahmentyp Sanierung wird in der Literatur als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. NLWKN 2010, Internetquellen s.u.). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen im Einzelfall vor (GRÜTZMACHER et al. 2003). Hinweise, die den Maßnahmentyp infrage stellen, beziehen sich darauf, dass die Traditionsbindung der Fledermausindividuen nicht unterschätzt werden darf und der Maßnahmenerfolg insoweit ungewiss bleibt, wenn ein Quartier nicht spiegelbildlich zu den verloren gehenden Strukturen hinsichtlich der Hangplatzqualität und der Lage der Öffnungen für den Einflug hergestellt werden kann (GRÜTZMACHER et al. 2003). Die Maßnahme als solche wird aber nicht in Frage gestellt.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt, sofern die genannten Rahmenbedingungen gewahrt werden können. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht dagegen eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit / Prognosesicherheit.
- Aufgrund der konservativen Quartiernutzung der Gebäudequartiere als Wochenstube durch die Große Bartfledermaus, wird die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme trotz eines positiven Beleges in der Literatur (s. o.) lt. Experten in NRW als gering eingeschätzt.
- ~~Aufgrund des geringen Kenntnisstandes bezüglich der Quartiernutzung bzw. der Quartierneuschaffung für die Große Bartfledermaus, sollte stets ein populationsbezogenes Monitoring stattfinden.~~
- In RLP ist die Große Bartfledermaus seltener in Siedlungen und Städten zu finden und bevorzugt als echte Waldfledermaus eher dichte Baumbestände, aber auch sie nutzt gelegentlich Quartiere in und an Gebäuden (in NRW v.a. Gebäude bewohnende Art). Insofern sind die Maßnahmen 2 und 3 zur Schaffung von Quartieren in / an Gebäuden nur im Einzelfall anzuwenden (NABU o. J.).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

(Hinweis: Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann, kann die Maßnahme als besonders sinnvoll und insoweit auch als CEF-Maßnahme geeignet angesehen werden. Die Prognosesicherheit ist dann hoch.)

3. Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und –hütten (FL2.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Anbringen von Fledermausflachkästen bzw. durch die Schaffung von Spaltenquartieren an Jagdhütten / -kanzeln, Forsthäusern oder walddah gelegenen Feldscheunen durch zusätzliche Brettverschalungen o.ä. geeignete Strukturen, die als Versteckmöglichkeit für Fledermäuse geeignet sind, sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden und das Quartierpotenzial im Wald erhöht werden.

Diese Maßnahme ist nur als Ersatz für im Wald wegfallende Einzel- und Paarungsquartiere geeignet. Quartierverluste im Siedlungsbereich an / in Gebäuden insbesondere von Wochenstuben können mit dieser Maßnahme nicht kompensiert werden.

Dieses gilt auch für den Fall, wenn sich das betroffene Gebäudequartier in unmittelbarer Waldrandlage oder im Wald selbst befindet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Anbringung der Spaltenquartiere / Flachkästen soll an Jagdkanzeln / -hütten oder in ähnlicher Weise geeigneten Gebäuden / Strukturen, die sich im Wald oder in unmittelbarer Waldrandnähe befinden, erfolgen.
- Das Anbringen der Spaltenquartiere / Kästen soll mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig) und in unterschiedlichen Höhen (je nach Voraussetzung >3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) erfolgen.
- Die dauerhafte Sicherung des Maßnahmenstandorts muss ebenso wie eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen sichergestellt sein (s. Einführung zum Leitfaden).
- Eine Anbringung von Spaltenquartieren darf grundsätzlich nicht an mobilen Jagdkanzeln durchgeführt werden.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, soll jeder Maßnahmenstandort nach Möglichkeit mit unterschiedlichem Spaltenangebot ausgestattet werden.
- In der Regel handelt es sich hierbei um angepasste Einzelanfertigungen durch Holzverschalung oder angefertigte Flachkästen aus Holz, die entsprechend geeignete Quartierspalten bereitstellen können.
- Auf Flachkästen aus Holzbeton, die kommerziell vertrieben werden, soll nicht ausschließlich zurückgegriffen werden.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Maßnahmenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und im Hinblick auf eine zeitlich verzögerte Annahme der Strukturen gegenüber natürlichen Baumhöhlen / Spaltenverstecken, die die unmittelbare Funktionalität einschränken könnten).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Spaltenquartiere sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Diese Maßnahme eignet sich nicht für die Kompensation von verloren gehenden Gebäudequartieren.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤ 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.

- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatsprüche der Art sind nur teilweise bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aus NRW nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise.
- Das Anbringen von Fledermausbrettern an Jagdkanzeln wird von Expertengremien allgemein empfohlen (z.B. <http://www.thueringen.de/de/tmlfun/themen/naturschutz/fledermaus/nistkaesten/content.html>, 27.07.2011). Ein wissenschaftlich begleitetes Projekt „Ersatzquartiere für Fledermäuse an Jagdkanzeln“ fand in Österreich statt (KFFÖ 2010) (s. <http://www.netzwerk-naturschutz-le.at/projekte/select.php?id=121>). Das Projekt ist abgeschlossen, erste wissenschaftliche Ergebnisse belegen eine Annahme der Spaltenquartiere durch Einzeltiere bereits nach wenigen Wochen / Monaten. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund als hoch eingeschätzt. Daher besteht eine gewisse Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- In RLP ist die Große Bartfledermaus seltener in Siedlungen und Städten zu finden und bevorzugt als echte Waldfledermaus eher dichte Baumbestände, aber auch sie nutzt gelegentlich Quartiere in und an Gebäuden (in NRW v.a. Gebäude bewohnende Art). Insofern sind die Maßnahmen 2 und 3 zur Schaffung von Quartieren in / an Gebäuden nur im Einzelfall anzuwenden (NABU o. J.).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

4. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden. Gehen Winterquartiere verloren, kann Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- vorhandene, als Winterquartier genutzte, Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

Vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Maßnahme ist beschränkt auf sporadische Vorkommen von Einzeltieren und nur dann anzuwenden, wenn einzelne Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen. Traditionelle Dauerquartiere müssen stets als Einzelfall betrachtet werden.
- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.

- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt, von Spezialisten begleitet und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.
- Die neuen Strukturen sollten möglichst den verloren gehenden 1:1 entsprechen, bzw. diesen soweit möglich in Größe, Gegebenheiten etc. ähneln.
- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff):
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur
 - Wiedereröffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, DIETZ 2005, REITER & ZAHN 2006).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren.
- In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Es ist stets zu beachten, dass meist auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sind, die möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.
- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei der Planung und Durchführung durch Art-Experten. Beratung durch erfahrene Fledermausexperten ist v.a. bei baulichen Veränderungen erforderlich.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es sind Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden (siehe <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>).

- Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird naturschutzfachlich als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. Erhaltung von unterirdischen Schwarm- und Winterquartieren (v.a. Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern, Vermeidung von Umnutzungen und Störungen, Besucherlenkung, Erhalt und Förderung einer naturnahen Umgebung, s. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>)). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aber nicht vor.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht allerdings eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit. Nach Erfahrungen der Experten aus NRW ist die Umzugswahrscheinlichkeit in neue Winterquartiere bei dieser Art eher gering.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann oder andere notwendige Maßnahmen (Sicherung des Zuganges) unternommen werden, kann die Maßnahme als besonders sinnvoll und insoweit als FCS-Maßnahme geeignet angesehen werden).

5. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bartfledermäuse erschließen sich den Raum vorrangig entlang von Leitstrukturen, welche von Hecken, Alleen, Waldrändern und anderen Vegetationselementen gebildet werden (ARBEITSGEMEINSCHAFT QUERUNGSHILFEN 2003; DENSE & RAHMEL 2002). Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden. Durch das Schließen von größeren Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt.

Eine besondere Attraktivität für Bartfledermäuse haben hierbei Gehölzstrukturen in Gewässernähe, wie z.B. Galeriewälder an Fließgewässern oder Gehölzbestände am Uferbereich von Seen und Teichen sowie Auwaldbereiche, die häufig von Bartfledermäusen als Jagdhabitat genutzt werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen dem Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.

- Der Fokus dieser Maßnahme liegt auf der Schaffung von Gewässer begleitenden Strukturen (Galeriewälder), welche sowohl als Leitstrukturen, als auch als Jagdhabitats genutzt werden können, wenn diese fehlen.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils eine(n) Flugweg / verloren gehende Struktur muss ein(e) neue(r) im Umfeld der Kolonie / Wochenstube als Leitstruktur und Jagdhabitat entwickelt werden. Ein räumlich-funktionaler Zusammenhang ist aufgrund der relativ geringen Aktionsräume bis max. 2 km möglich.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind breitere Zufahrten (>10 m) im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) bzw. sofern Ersatzstrukturen die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist das Pflanzgut im Einzelfall auszuwählen und es sind schnellwüchsige Arten zu bevorzugen, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, um somit eine Leitstruktur für Fledermäuse zeitnah entwickeln zu können. Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig (1-5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (Nachweise Struktur gebundener Fledermausarten an 2-3 m hohen neuen Heckenstrukturen im Zuge wissenschaftlicher Nachkontrollen an der A 17 bei Dresden; NACHTaktiv / SWILD 2008).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind (insoweit) vergleichsweise gut bekannt.
- Wissenschaftliche Belege existieren nicht. Die Plausibilität der Maßnahme wird aber als hoch eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).
- Aufgrund der bekannten Ökologie dieser Art und der Anpassung an linienhafte und gewässernahe Strukturen besitzt diese Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

6. Strukturanreicherung von Wäldern, Anlage / Optimierung von Gewässern (W8.1, W6.1, W2.1, W1.1/W5.2/W5.3, W4, G1, G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten zwecks Erhöhung des Nahrungsangebotes an Insekten (ENTWISTLE et al. 2001: 29, RICHARZ 1997: 298, 299) durch waldbauliche Maßnahmen (Schaffung von Feuchtwäldern) sowie durch Schaffung von feuchten Kleinstrukturen / Gewässern: Erhaltung und Entwicklung von feuchtem Laubwald, insbesondere im Verbund mit Gewässern

- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Auffichten von dichten Beständen
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz
- Anlage **oder Optimierung** von Stillgewässern; **Extensivierung von Fischteichen (Nutzungsaufgabe, Reduzierung des Fischbesatzes, da hoher Fischbesatz zu reduzierter Insektendichte führt: EBENAU 1995).**
- Extensivierung an inneren und äußeren Grenzlinien des Waldes

Als Kernmaßnahme wird von den meisten Autoren zur Förderung der Großen Bartfledermaus die Entwicklung feuchter Habitate, die Anlage von Gewässern oder die Renaturierung bestehender Gewässer empfohlen (ENTWISTLE et al. 2001: 29, RICHARTZ 1997: 297 f). Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen. Hinweis: Wegen der Flexibilität der Art bezüglich der Nahrungshabitate sind diese nur in Ausnahmefällen bestandslimitierend.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Lt. Angaben der Experten aus NRW ist diese Maßnahme bei Waldflächen >1 ha geeignet.
- Je nach Maßnahme besteht eine Abhängigkeit zum Beispiel von der Wasserverfügbarkeit.
- **Bei Gewässern sind diese vorzugsweise innerhalb oder am Rand von geeigneten Wäldern anzulegen. Bei Anlage von Gewässern im Offenland ist auf eine geeignete Anbindung über Gehölzstrukturen zu achten.**
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Vor dem Hintergrund, dass die Art als empfindlich gegenüber Barrieren und gegenüber Kollisionen gilt, sollten Nahrungshabitate und Quartierhabitate zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der flächenhaft verloren gehenden oder funktional entwerteten

Fläche. Bei Gewässern kann ggf. berücksichtigt werden, dass diese in der Regel eine höhere Insektenschlupfrate aufweisen als grundwasserferne Wälder und andere Standorte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig: Anlage / **Optimierung** von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue **und optimierte** Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach kurzer Zeit aufgesucht und bejagt.
- Kurzfristig: Entnahme von Fremdgehölzen – insbesondere Fichten – in Laubwaldbeständen, Auflichten von dichten Beständen (die entsprechenden Habitate werden durch die Auflichtung erst bejagbar).
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig, z.T. erst langfristig bereit.
- Es bestehen noch Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen bezüglich der Jagdhabitatnutzung (u.a. weil die Art erst seit einigen Jahren von der Kleinen Bartfledermaus unterschieden wird).
- Eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Große Bartfledermaus ist nicht ohne weiteres herstellbar.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die vorgeschlagenen Maßnahmen gelten generell als günstig für Waldfledermäuse (ENTWISTLE et al. 2001: 29, RICHARZ 1997: 298, 299). Es liegen positive Experteneinschätzungen vor (It. Expertenworkshop hat die Umwandlung von Nadel- in Feuchtwälder auf Vorkommen der Art positiv gewirkt).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp auch hoch)

Fazit: Für die Große Bartfledermaus stehen keine kurzfristig wirksamen Maßnahmentypen zur Neuschaffung von Quartieren zur Verfügung; Sanierungsmaßnahmen dagegen können kurzfristig wirksam sein.

Angaben zur Priorität:

Aufgrund der engen Bindung an Leitstrukturen entlang der Flugrouten hat die Anlage von Gehölzen eine hohe Priorität.

Quellen:

Arbeitsgemeinschaft Querungshilfen (2003): Querungshilfen für Fledermäuse. Schadensbegrenzung bei der Lebensraumzerschneidung durch Verkehrsprojekte. Kenntnisstand - Untersuchungsbedarf im Einzelfall - fachliche Standards zur Ausführung. Positionspapier der Arbeitsgemeinschaft. Dr. Robert Brinkmann, Gundelfingen; Dipl.-Biol. Lothar Bach, Bremen; Dipl.-Biol. Martin Biedermann, Jena; Dipl.-Biol. Markus Dietz, Laubach; Dipl.-Biol. Carsten; Dense, Osnabrück; Dr. Wolfgang Fiedler, Radolfzell; Dipl.-Biol. Malte Fuhrmann, Oberwallmenach; Dipl.-Biol. Andreas Kiefer, Mainz; Dipl.-Ing. Herman Limpens, Wageningen; Dipl.-Ing. Ivo Niermann, Hannover; Dipl.-Biol. Wigbert Schorcht, Walldorf; Dipl.-Biol. Ulf Rahmel, Harpstedt; Dr. Guido Reiter, Wilhering; Dipl.-Biol. Matthias Simon, Marburg; Dipl. Zool. Claude Steck, Zürich. http://www.buero-brinkmann.de/Positionspapier_2003_4.pdf Download vom 6.10.03.

Berg, J.; Wachlin, V. (2011): Große Bartfledermaus. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_myotis_brandtii.pdf (03.09.2011).

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Braun, M.; Dieterlen, F./Hrsg.(2003): Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 1. Allgemeiner Teil Fledermäuse (Chiroptera), Stuttgart (Ulmer). 687 pp.

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf, pp. 134.

Dense, C.;Rahmel, U. (2002): Untersuchungen zur Habitatnutzung der Großen Bartfledermaus (*Myotis brandtii*) im nordwestlichen Niedersachsen. – In: Meschede, A., Heller, K.-G. & Boye, P. (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. – Münster (Landwirtschaftsverlag) Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71: 51-68.

Dietz, C.; Helversen, O. V.; Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas: Biologie- Kennzeichen - Gefährdung. – Stuttgart (Kosmos), 399 S.

Dietz, C. (2005): Berücksichtigung des Fledermausschutzes bei der Sanierung von Natursteinbrücken und Wasserdurchlässen. Abschlussbericht des Forschungsvorhabens Brücken und Wasserdurchlässe als Fledermausquartiere - Handlungsanleitung zu deren Sanierung. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg. Stand März 2001. http://www.fledermaus-bayern.de/content/flmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausschutz-sanierung-bruecken.pdf

Dietz, M.; Weber, M. (2000): Baubuch Fledermäuse. Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Arbeitskreis Wildbiologie an der Universität Gießen (Hrsg.). 228 S. + Kopiervorlagen. Auszugsweise: NABU Hessen.

Ebenau, C. (1995): Ergebnisse telemetrischer Untersuchungen an Wasserfledermäusen (*Myotis daubentoni*) in Mühlheim an der Ruhr. - In: *Nyctalus* (N.F.) 5 (5): 379 - 394.

Entwistle, A.C.; Harris, S.; Hutson, A.M.; Racey, P.; Walsh, A.; Gibson, S.; Hepburn, I.; Johnston, J. (2001): Habitat management for bats: A guide for land managers, land owners and their advisors. Joint Nature Conservation Committee, Monkstone House, City Road, Peterborough, UK, PE1 1JY. ISBN 1 86107 528 6. http://www.jncc.gov.uk/pdf/Habitat_Management_for_bats.pdf, 48 pp.

Grützmaker, U.; Kretschmer, M.; Haensel, J. (2003): Rückkehr nach Dachrekonstruktion Wochenstubenquartier der Großen Bartfledermäuse (*Myotis brandtii*) in Julianenhof (Naturpark Märkische Schweiz) wieder besetzt! *Nyctalus* N.F. 9(2) pp. 173-180.

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf.

LANUV (2012) [http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/.../\[ART\]](http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/.../[ART]) (21.4.2012).

LfU Bayern (2008): Fledermausquartiere an Gebäuden. Erkennen, erhalten, gestalten. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg. http://www.fledermaus-bayern.de/content/flmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf.

Meschede, A.; Heller K.-G. (2000): F&E Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.“

Meschede, A.; Heller K.-G (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66. Bonn - Bad Godesberg.

Meschede, A.; Heller, K.-G; Boye, P. (2002): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern. Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. H. 71, 288 pp.

Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M.; Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).

http://www.eurobats.org/publications/publication%20series/pubseries_no2_german_3rd_edition.pdf. 40pp.

NABU, Naturschutzbund Deutschland e.V. (ohne Jahresangabe): Aktion „Fledermäuse Willkommen“.

http://www.fledermaeuse-willkommen.de/fledermaus_arten.html#grBartfledermaus. Abruf 25.05.2016.

NACHTaktiv / SWILD (2008): Monitoring der Fledermausschutzmaßnahmen an der BAB A 17 Dresden – Grenze D /CZ.

NLWKN (2010): Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen: Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen, Teil 3: Säugetierarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen (Stand Juli 2010, Entwurf).

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/ps/tools/download.php?file=/live/institution/dms/mand_26/psfile/docfile/30/C_VZH_S_u4eb7f543f1198.zip&name=Vollzugshinweise_C_-_Saeugetiere_PDF_November_2011_&disposition=attachment

Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>, 132 pp.+Anhang.

Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse. Nyctalus Berlin 6. Heft 3.

Sachanowicz, K.; Ruczyński, I. (2001): Summer roost sites of *Myotis brandtii* (Chiroptera, Vespertilionidae) in Eastern Poland. – Mammalia 65: 531-535.

Steffens, R.; Zöphel, U.; Brockmann, D. (2004): 40 Jahre Fledermausmarkierungszentrale Dresden, methodische Hinweise und Ergebnisübersicht. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.

Taake, K.-H. (1984): Strukturelle Unterschiede zwischen den Sommerhabitaten von Kleiner und Großer Bartfledermaus (*Myotis mystacinus* und *M. brandtii*) in Westfalen. Nyctalus N.F. 2(1). 16-32.

Taake, K.-H.; Hildenhagen, U. (1989): Nine years' inspection of different artificial roosts for forest-dwelling bats in Northern Westfalia: Some results. Proc. Fourth Europ. Bat Res. Symp. 1987 ed. by Vladimir Hanak, pp. 487-494.

Internetquellen (Kastennutzung):

<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf> (27.08.2011)

<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>

<http://www.fledermaus-aksa.de/fledermaeuse/gr-bartfledermaus-sachsen-anhalt/>

http://www.fledermaus-bayern.de/content/fldmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf

<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>

<http://www.netzwerk-naturschutz-le.at/projekte/select.php?id=121>

<http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de> 2010

<http://www.thueringen.de/de/tmlfun/themen/naturschutz/fledermaus/nistkaesten/content.html>

2.9 Großer Abendsegler (*Nyctalus noctula*)

Großer Abendsegler *Nyctalus noctula* ID 86

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: In Nordrhein-Westfalen tritt der Große Abendsegler besonders zur Zugzeit im Frühjahr und Spätsommer / Herbst auf, weshalb Fortpflanzungs- und Ruhestätten vor allem in Gestalt der Paarungsquartiere auftreten. Als Paarungsstätte werden überwiegend Baumhöhlen, aber auch Fledermauskästen aufgesucht. Teilweise werden mehrere Quartiere in einem Quartierverbund genutzt. Diese funktional verzahnten Quartiere sind dann Bestandteil der Fortpflanzungs- und Ruhestätte. Die Wochenstubenkolonien der Weibchen befinden sich vor allem in Nordostdeutschland, Polen und Südschweden, in Nordrhein-Westfalen sind (bekannte) Wochenstuben noch die Ausnahme. Wochenstuben sind überwiegend in Baumhöhlen (Specht-, Fäulnishöhlen, größere Spalten) in (Laub)Wäldern und Parklandschaften (Wochenstuben-, Paarungsquartiere). Wochenstubenkolonien nutzen mehrere Quartiere im Verbund, zwischen denen die einzelnen Individuen häufig wechseln.

In Rheinland-Pfalz tritt der Große Abendsegler besonders zur Zugzeit im Frühjahr und Spätsommer / Herbst auf, Wochenstuben in RLP sind nicht bekannt (<http://arten.deinfo.eu/elearning/saeuetiere/speciesportrait/3207>, Abruf 25.05.2016).

Ruhestätte: Überwinterungen des Großen Abendseglers sind in Nordrhein-Westfalen aus der Ebene, jedoch bislang nicht aus dem Bergland bekannt. Es werden überwiegend Baumhöhlen und Spaltenquartiere an und in Bäumen als Winterquartier oder sonstige Ruhestätte (Zwischenquartier) genutzt. Seltener werden oberirdische Spaltenquartiere und Hohlräume an und in Gebäuden sowie Felsspaltenquartiere aufgesucht. In Massenquartieren können bis zu mehrere tausend Tiere überwintern (u.a. BLOHM & HEISE 2008, FRANK 1997, HEISE 1989, HEISE & SCHMIDT 1979, DEVRIENT & WOHLGEMUTH 2002, GLOZA et al. 2001, KRONWITTER 1988, SCHULTE & VIERHAUS 1984, TRAPPMANN & RÖPLING 1996). [Winternachweise existieren in Rheinland-Pfalz für alle Regionen, außer für den Westrich und das Rheinhessische Hügelland. Es werden überwiegend Baumhöhlen, Felsspalten und Verschaltungen an Gebäuden als Winterquartier oder sonstige Ruhestätte \(Zwischenquartier\) genutzt. Im Osten von Rheinland-Pfalz sind Winternachweise auch in Nistkästen belegt \(ArtenInfo RP, \(<http://arten.deinfo.eu/elearning/saeuetiere/speciesportrait/3207>, Abruf 25.05.2016\).](#)

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (~~# LANUV~~)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\) bzw. Quartiergesellschaft](#) Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng (etwa < 100 m) beieinander liegender Winterquartiere (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Ab Anfang August bis im November (bis zum ersten Frost) werden Baumhöhlen als Paarungsquartiere von Männchen genutzt, die aus diesen um Weibchen balzen (BOYE & DIETZ 2004). In Paarungsgebieten müssen viele Quartiere nah beieinander sein (MESCHEDE & HELLER 2000). Als Balzquartiere werden neben Baumhöhlen auch Fledermauskästen genutzt (HEISE & BLOHM 1998).
- Als Jagdgebiete bevorzugt die Art relativ opportunistisch offene Lebensräume, die einen hindernisfreien Flug ermöglichen. In großen Höhen zwischen 10-50 m jagen die Tiere über großen Wasserflächen, Waldgebieten, Einzelbäumen, Agrarflächen sowie über beleuchteten Plätzen im Siedlungsbereich (MESCHEDE & HELLER 2000).
- Der Waldanteil ist für den Großen Abendsegler flächenmäßig nicht entscheidend und kann sogar unter 10 % liegen (HEISE & BLOHM 2008). Abendsegler vorkommen treten häufig in Gebieten auf, die Anschluss an alte Waldkomplexe haben. Auch ist eine Anbindung an nährstoffreiche Gewässer (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für sie (HÄUSSLER & NAGEL 2003: 300, WEID 2002).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Jagdgebiete können weiter als 10 km von den Quartieren entfernt sein (bis zu 26 km, ENTWISTLE et al. 2001: 36; 2 bis >10 km, MESCHÉDE & HELLER 2000: 214).
- Der Große Abendsegler ist ein Fernstreckenwanderer, der bei seinen saisonalen Wanderungen zwischen Reproduktions- und Überwinterungsgebieten große Entfernungen von über 1.000 (max. 1.600) km zurücklegen kann.

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Die Maßnahme bezieht sich neben der Schaffung von Zwischenquartieren (Balzquartieren) auch auf die Schaffung von potenziellen Wochenstuben- und Winterquartieren.

Die Maßnahmenkonzeption ist auf die zu ersetzende Quartiernutzung (Wochenstube, Paarungs-, Zwischen- und Winterquartier) abzustellen. Falls eine (in NRW bislang seltene) Wochenstube betroffen ist, ist die Maßnahmenkonzeption als Einzelfallentscheidung zu entwickeln (s.u.).

Zur langfristigen Sicherung des Quartierstandorts muss der umliegende Wald aus der regulären forstlichen Nutzung genommen werden. Wichtig ist eine Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder), sodass sich eine ausreichende Anzahl an natürlichen Baumhöhlen entwickeln kann.

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle kurzfristig bereitzustellen, zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Für die Maßnahmendurchführung wird ein Wald ausgewählt, der ausreichend Entwicklungspotenzial hat, um mittel- bis langfristig auch Qualitäten als Quartierwald mit dem entsprechenden natürlichen Höhlenpotenzial zu entwickeln. Am günstigsten sind Standorte in der Nähe von Gewässern bzw. in Talauen (vgl. WEID 2002).
- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen erfolgen. (Eine hohe Dichte an Kästen ist sinnvoll: in einem Wald, der ganzjährig als Quartierwald diente, nutzten Große Abendsegler im Jahresverlauf mehr als 60 Höhlen, FRANK 1997). Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).
- Winterquartiere sind in NRW nur aus den Ebenen, jedoch nicht aus dem Bergland bekannt. Eine Schaffung von Winterquartierangeboten ist daher vorrangig in den tieferen Lagen zu realisieren.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Kastenauswahl ist auf die zu ersetzende Quartiernutzung (Wochenstube, Paarungs-, Zwischen- und Winterquartier) abzustellen.
- Fledermauskästen werden regelmäßig angenommen (HEISE & BLOHM 1998); belegt in der Literatur sind folgende Kastentypen: Fledermaushöhle 2 F und 2FN und Großraumhöhle 2FS sowie Vogelkästen z.B. 3SV - Fa. Schwegler, Fledermaushöhle FLH - Fa. Hasselfeldt, Koloniekasten – Fa. Strobel (u.a. DIETRICH 1998, DIETRICH & DIETRICH 1991, FUHRMANN 1992, NAGEL & NAGEL 1993, POMMERANZ et al. 2004, SCHWARTING 1990, 1994, TAAKE 1990).
- Dickwandige Winterschlafkästen werden vom Großen Abendsegler als Winterquartiere genutzt.
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren sind >10 Kästen pro Hektar gruppenweise, in einem Radius von <2 km um das bestehende Vorkommen, auf den geeigneten Flächen anzubringen (in Anlehnung an die Bewertung des günstigen Erhaltungszustandes nach ABC Bewertung, LANUV 2010); BOYE & DIETZ 2004 schlagen 15 Quartiere pro Hektar vor.
- Kasten tragende Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: pro Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Tothholzförderung durchzuführen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Falls eine (in NRW bislang seltene) Wochenstube betroffen ist, ist die Maßnahmenkonzeption als Einzelfallentscheidung zu entwickeln. Dann sind immer Experten hinzuzuziehen. Ebenso ist ein populationsbezogenes Monitoring notwendig.
- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird häufig vorgeschlagen bzw. dokumentiert. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Daher besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, „F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008).
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine „Maßnahme Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen“.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (sofern Wochenstuben betroffen: Einzelfallentscheidung, populationsbezogenes Monitoring erforderlich)

2. Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (W1.1, W1.4, W5.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Maßnahme sollen Quartierverluste kompensiert werden. Die Maßnahme bezieht sich in erster Linie auf die Schaffung von Zwischenquartieren (Balzquartieren). Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / waldbauliche Maßnahmen:

- Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD>30cm, 10 Bäume / ha (W1.1), wobei nicht nur Einzelbäume, sondern eher größere Flächen zur Anlage eines Pufferbereiches um die Einzelbäume, aus der Nutzung genommen werden sollen.
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz, Nutzungsverzicht als „Altholzinseln“.
- Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).
- Aktive Förderung von Totholz.

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln. Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum, als auch den Insektenreichtum fördern:

- Alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten, insbesondere der größeren Spechte (Schwarzspecht, Grau- und Grünspecht).
- Maßnahmen zur Schaffung dauerhaft totholzreicher optimaler Waldstrukturen durch Förderung mäßig lichter, stellenweise besonnener Waldbereiche (Durchforstung).

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte, ggf. feuchte Laub(Misch)-Altholzbestände, Auwälder sowie Waldrandbereiche anzusehen, da diese Habitate während der Zugzeit offenbar bevorzugt werden bzw. hohe Individuenkonzentrationen aufweisen (WEID 2002). Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insekten-dichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes.
- Auch ist die Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

Umsetzung folgender Maßnahmen möglichst auf denselben Flächen oder eng räumlich benachbart:

- Erhalt einer hohen Dichte von Höhlenbäumen (>10 / ha) (in Anlehnung an die ABC Bewertung LANUV 2010, vgl. auch MESCHÉDE & HELLER 2000, FRANK 1997).
- Erhöhung des Anteils sehr alter Eichen (wenn vorhanden) (Optimalphase >(120) 140 Jahre–250 Jahre) und Buchen (z.B. durch Schaffung nutzungsfreier Waldbestände / Einzelbäume oder Heraufsetzung des Endnutzungsalters).
- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann eine geringe Auffichtung zur Förderung besonnener Flächen durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 %; in Anlehnung an GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991: 1215).
- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD>20cm, 10 Bäume / ha.
- Unbekannt: Aktive Förderung von Totholz (z.B. Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss).
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.
- Langfristig: Erhöhung des Endnutzungsalters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurz- bis mittelfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung eher mittel- bis langfristig zu erwarten und mangels Erfahrungswerten nicht einschätzbar („unbekannt“).
- Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise. Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen mehrheitlich als hoch eingestuft. Die Maßnahmen entsprechen den Empfehlungen in der Literatur (u.a. RICHARZ 1997: 299; MESCHÉDE & HELLER 2000, DEVRIENT & WOHLGEMUTH 2002, ENTWISTLE et al. 2001).
- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittel-, langfristig oder unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch bis mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp)

Fazit: Für den Großen Abendsegler stehen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Sicherstellung eines ausreichenden Quartierangebotes zur Verfügung.

Falls eine (in NRW bislang seltene) Wochenstube betroffen ist, ist die Maßnahmenkonzeption als Einzelfallentscheidung zu entwickeln. Dann sind immer Experten hinzuzuziehen; ebenso ist ein populationsbezogenes Monitoring notwendig.

Angaben zur Priorität:

Aufgrund der nachweislich schnellen und dauerhaften Annahme von Fledermauskästen durch diese Art besitzt die Maßnahme „Anbringen von Fledermauskästen“ in Kombination mit der Entwicklung und Förderung von Baumquartieren, welche für die langfristige Sicherung eines natürlichen Baumhöhlenangebotes mittels Nutzungsverzicht sorgen, eine hohe Priorität.

Quellen:

- BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.
- Blohm, T.; Heise, G. (2008): Großer Abendsegler *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 17 (2,3) 153-160.
- Boye, P.; Dietz, M. (2004): *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774). *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774). In: Petersen, B.; Ellwanger, G.; Bless, R.; Boye, P.; Schröder, E.; Ssymank, A. (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000, Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69 (2): 529-536.
- Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf. Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft; http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf 134 S.
- Devrient, I.; Wohlgemuth, R. (2002): Erste Ergebnisse der Beringung von Abendseglern (*Nyctalus noctula*) im Kreis Unna, Nordrhein-Westfalen. - In: Meschede, A, K.-G. Heller & P. Boye (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71: 225 - 232.
- Dietrich J.; Dietrich H. (1991): Untersuchungen an baumlebenden Fledermäusen im Kreis Plön. - *Nyctalus* 4(2): 153-167.
- Dietrich, H. (1998): Zum Einsatz von Holzbeton-Großhöhlen für waldbewohnende Fledermäuse und zur Bestandsentwicklung der Chiropteren in einem schleswig-holsteinischen Revier nach 30-jährigen Erfahrungen. - *Nyctalus* 6 (5): 456-467.
- Entwistle, A. C. et al. (2001): Habitat management for bats. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- Frank, R (1997): Zur Dynamik der Nutzung von Baumhöhlen durch ihre Erbauer und Folgenutzer am Beispiel des Philosophenwaldes in Gießen an der Lahn. Vogel und Umwelt. Heft 9:59-84.
- Fuhrmann, M. (1992): Artenschutzprojekt Fledermäuse in Rheinland pfalz, Schwerpunktprogramm (1.1) „Fledermausarten der Rheinaue“ . – unveröff. Gutachten des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland Pfalz.
- Gloza, F.; Marckmann, U.; Harrje, C. (2001): Nachweise von Quartieren verschiedener Funktion des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) in Schleswig-Holstein – Wochenstuben, Winterquartiere, Balzquartiere und Männchengesellschaftsquartiere. – *Nyctalus* (N. F.) 7: 471-481.
- Glutz von Blotzheim; U.N.; Bauer, K.M. (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag. Wiesbaden. CD-Ausgabe.
- Häussler U., Nagel, A. (2003): Großer Abendsegler *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774). - Braun, M. & F. Dieterlen (Hrsg): Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 1. – Stuttgart (Verlag Eugen Ulmer), 591 – 622.
- Heise, G. (1989): Ergebnisse reproduktionsbiologischer Untersuchungen an *Nyctalus noctula* in der Uckermark. D. Heidecke; Stubbe, M. (Hrsg.): Populationsökologie von Fledermausarten. Teil 2. Halle. Wiss. Beitr. Univ. Halle 20 (P 36): 201-202.
- Heise, G.; Schmidt, A. (1979): Wo überwintern im Norden der DDR beheimatete Abendsegler (*Nyctalus noctula*)? - *Nyctalus* (N.F.) 1 (2): 81 - 84.
- Heise, G.; Blohm, T. (1998): Welche Ansprüche stellt der Abendsegler (*Nyctalus noctula*) an das Wochenstubenquartier? - *Nyctalus* (N.F.) 6 (5): 471 - 475.
- Heise, G.; Blohm, T. (2008): Säugetierfauna des Landes Brandenburg - Teil 1: Fledermäuse. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg, Beiträge zu Ökologie, Natur- und Gewässerschutz Heft 2 (3):153-160.
- Kronwittter, F. (1988): Population structure, habitat use and activity patterns of the Noctule bat, *Nyctalus noctula*, SCHREBER, 1774 (Chiroptera: Vespertilionidae) revealed by radio-tracking. – *Myotis* 26: 23 - 85. Bonn.
- LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf.
- Meschede, A.; Heller, K.-G. (2000): F&E-Vorhaben des BfN: Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.
- Meschede, A.; Heller K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66. Bonn - Bad Godesberg.

- Nagel, A.; Nagel, R. (1993): Ansiedlung von Fledermäusen mit Fledermauskästen. - In: Müller, E. (Hrsg.): Fledermäuse in Baden-Württemberg II. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 75: 113 - 131, Karlsruhe.
- Pommeranz, H.; Triebel, D.; Hermanns, U.; Matthes, H.; John, M. (2004): Untersuchung von Fledermausvorkommen auf dem Gelände des Zentrums für Nervenheilkunde Rostock Gehlsheim unter besonderer Berücksichtigung der geplanten Umgestaltung des Gehölzbestandes. Gutachten im Auftrag des Betriebes für Bau und Liegenschaften.
- Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse - Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus* (N.F.), Berlin 6(3): 289-303.
- Schulte, G.; Vierhaus, H. (1984): Abendsegler - *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774). - In: Schröpfer, R., R. Feldmann & H. Vierhaus (Hrsg.): Die Säugetiere Westfalens. Abh. Westf. Mus. Naturkd. 46 (4): 119 - 125.
- Schwarting, H. (1990): Kastenquartiere für Baumfledermäuse. - *Natur und Museum* 120(4): 118-126.
- Schwarting, H. (1994): Erfahrung mit Fledermauskästen in einer hessischen Region. - in: die Fledermäuse Hessens (Hrsg AGFH), Verlag Manfred Hennecke: 159- 166 .
- Taake, K.-H. (1990): Zur Besiedlung von Althölzern und Fledermauskästen durch Waldfledermäuse. - In: NZ NRW Seminarberichte 10. Hrsg.: Naturschutzzentrum NRW bei der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW (LÖLF): 57 -58.
- Trappmann, C.; Röpling, S. (1996): Bemerkenswerte Winterquartierfunde des Abendseglers, *Nyctalus noctula* (Schreber, 1774), in Westfalen. - *Nyctalus* (N.F.) 6 (2): 114 - 120.
- Weid, R. (2002): Untersuchungen zum Wanderverhalten des Abendseglers (*Nyctalus noctula*) in Deutschland. - In: Meschede, A, K.-G. Heller; Boye, P. (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz, Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71: 233 - 257.

2.10 Großes Mausohr (*Myotis myotis*)

Großes Mausohr *Myotis myotis* ID 87

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wochenstubenquartier (Gebäude), Schwarmquartier oder, sofern Baumhöhlen zur Paarung genutzt werden, das Einzelquartier zuzügl. seinem direkten Umfeld abgegrenzt bis 50 m.

Das Große Mausohr ist eine Gebäude bewohnende Art in strukturreichen Landschaften mit einem hohen (Laub-)Waldanteil. Wochenstubenquartiere befinden sich überwiegend auf geräumigen Dachböden (meist von Kirchen, Klöstern, Schlössern, Gutshäusern), aber auch in störungsfreien Hohlräumen von großen (Straßen-)Brücken (z.B. HECK & BARZ 2000) oder Kellern. Die Art gilt als ausgesprochen quartiertreu im Bezug auf die Nutzung der Fortpflanzungsstätte, wobei Hangplatzwechsel (z.B. Dachfirst, kühlere Dachbereiche, Mauerwerk im Turm, Kirchturmspitze) innerhalb des Quartiers typisch sind. Quartierwechsel zu benachbarten Kolonien innerhalb einer Saison kommen auf Individuenebene vor. Fortpflanzungsstätten sind außerdem die der Partnersuche dienenden „Schwarmquartiere“, meist vor den Eingängen der Winterquartiere sowie die von Paarungsgruppen genutzten Baumhöhlen (ggf. auch Nistkästen) und Hohlräume / Spalten von Gebäuden (u.a. in und an Brücken).

Ruhestätte: Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern oder anderen vorherrschend frostfreien unterirdischen Hohlräumen.

Das Große Mausohr ist als „Bodenjäger“ darauf spezialisiert, meist mittelgroße bis große Insekten ab 1 cm Körperlänge; insbesondere Laufkäfer vom Boden aufzusammeln („ground gleaning“). Die Detektion erfolgt v.a. passiv akustisch anhand der Krabbelgeräusche der Beutetiere. Bei der Jagd ist die Art daher auf weitgehend vegetationsfreien Flugraum direkt über dem Waldboden angewiesen, wie er z.B. in Hallenbuchenwäldern mit vorhandener Laubstreu auf dem Waldboden vorkommt. Dichte Waldbestände mit Baumabständen <2–4 m werden i.d.R. als Jagdhabitat gemieden. Geeignete Waldbestände, die darüber hinaus über eine hohe Dichte an Beutetieren (v.a. Laufkäfer) verfügen und im engeren Umfeld (<5 km) der Wochenstubenquartiere liegen, können daher eine essentielle Funktion für die Kolonie haben. Hierbei ist auch zu beachten, dass es sich bei diesen Wäldern nicht nur um Nahrungshabitate handelt, sondern dass sich innerhalb dieser Bestände meist auch Einzel- und Paarungsquartiere befinden.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (~~lt. LANUV~~)

- [Einzelvorkommen \(Wochenstubenkolonie\)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere \(vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt\).](#)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Wochenstubenquartiere überwiegend auf geräumigen Dachböden (s.o.).
- Typische Waldart und Bodenjäger (v.a. Laufkäfer); Sommerlebensräume sind strukturreiche Landschaften mit hohem Anteil an älteren (Laub-)Wäldern mit geringer / fehlender Bodenvegetation und Baumabständen >3-5 m. Neben den zu den meisten Zeiten präferierten unterholzarmen (Laub)Waldbeständen können saisonal auch Wiesen und Weiden (ggf. auch Ackerflächen) Jagdgebiete sein (s. [www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de](#), BRAUN & DIETERLEN 2003: 434, GÜTTINGER 1997, MESCHEDE & HELLER 2000: 213).
- Sommerquartiere der überwiegend solitär lebenden Männchen in Baumhöhlen oder in spaltenförmigen Quartieren an Gebäuden wie unter Verschalungen, in Spalten zwischen Balken, hinter Fassaden. Paarungsquartiere solitär lebender Männchen werden auch in Vogel- oder Fledermauskästen gefunden (NAGEL & NAGEL 1993). In Schlechtwetterphasen verbleiben mitunter auch Weibchen fernab des eigentlichen Wochenstubenquartiers in solchen Einzelquartieren (GÜTTINGER 1994). Z.B. nutzten zwei von 30 telemetrierten Weibchen aus einer Wochenstubenkolonie in Nordhessen einmal ein Quartier im Wald, SIMON mündl. Mitt.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Orts- und quartiertreue Art, wanderfähig (Saisonwanderungen zwischen den Sommer- und Winterquartieren sind über mehr als 100 km belegt).
- Quartiernah liegende Wälder sind als Jagdhabitats in der Regel von hervorgehobener Bedeutung.
- Entfernung zwischen Quartieren und Jagdgebiet oft mehrere Kilometer (>5 – 10 km), individuell jedoch auch erheblich weiter (4–12 (19) km; GÜTTINGER (1997), ebenso www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de 2010)
- Individuelle Jagdhabitats sehr variabel (Teiljagdhabitats 1-4 ha, insgesamt nicht unter 20-50 ha; DIETZ et al. 2007: 219, BRAUN & DIETERLEN 2003: 436).

Maßnahmen

1. Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich (FL1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Optimierung von quartiergeeigneten Strukturen im Siedlungsbereich sollen Quartierverluste kompensiert werden (diese Maßnahme gilt nur für den Fall, dass bestehende Quartiere im Siedlungsbereich, beispielsweise auf Dachböden oder sonstige Spaltenquartiere verloren gehen).

- Öffnung von Dachböden / Schaffung von Einflugmöglichkeiten
- Optimierung von Hang- / Versteckmöglichkeiten (z.B. Fledermausbretter)

Möglichkeiten, Gebäudestrukturen zu erhalten bzw. als Quartierstrukturen zu optimieren, sind bei DIETZ & WEBER (2000), REITER & ZAHN (2006) und KULZER & MÜLLER (1997) dargestellt. Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nicht allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

- Suche nach (temporär genutzten) Ausweichquartieren und Optimierung als Ersatzquartier.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in DIETZ & WEBER 2000, REITER & ZAHN 2006, LfU Bayern 2008).
- In der Regel sollen verschiedene Hangmöglichkeiten entsprechend der unterschiedlichen Präferenz (temperaturabhängig) bereitstehen.
- Die vorgefundenen Quartierstrukturen müssen – sofern nicht eindeutig ungünstig – möglichst erhalten werden.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die anderen konkurrierenden Arten keinen Zutritt erlauben)⁵:
 - Bislang genutzte Ein- und Durchflugöffnungen müssen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.
 - Öffnung des Zuganges: Schaffung von mehreren Zugangsmöglichkeiten, beispielsweise durch Fledermausluken (trichterförmige Lüftungsöffnung, die in die Dachschräge eingebaut wird, mit mindestens ca. 40 cm Breite und höchstens 7 cm, bei Gefahr des Taubenbesatzes 6 cm Höhe (siehe FAIRON et al. 2002). Vor der Fledermausluke sollte ein kleines horizontales Anflugbrett von 5-10 cm Breite befestigt werden. Die Fledermausluken werden sofern möglich unterhalb der Mitte der Dachschräge eingebaut, um ein warmes Mikroklima unter dem First zu garantieren.

⁵ Die vorhandenen Öffnungen in Türmen und Dachböden der Gebäude sind im Allgemeinen fast hermetisch geschlossen worden und können deshalb nicht mehr von Fledermäusen besucht werden; die potenziellen Zugänge eines Kirchenraumes (Schalllöcher, Fenster, Rüstlöcher), eines Dachbodens (Lüftungsöffnungen um die Fußpfette, Rüstlöcher, Luken, Lüftungsziegel oder -öffnungen) sowie der verschiedenen Giebel (Fenster, Rüstlöcher usw.) sind oft abgedichtet, um eine Besiedlung durch Tauben zu verhindern.

- Weitere Vorschläge und nähere Angaben in FAIRON et al. (2002), KULZER & MÜLLER (1997).
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden (in Deutschland sind fledermausunverträgliche Holzschutzmittel verboten). Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz ganz zu verzichten.
 - Fledermausverträgliche Holzschutzmittel:
<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>
 - Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme sollte nur nach vorheriger Suche nach potenziell vorhandenen Ausweichquartieren im räumlich-funktionalen Zusammenhang durchgeführt werden (ggf. Telemetrie erforderlich).
- Die Durchführung der Maßnahmen zur Neuschaffung / Optimierung von Quartierangeboten muss mit der Hilfe von sach- / ortskundigen Experten geplant und auch während der Bauausführung begleitet werden, um eine optimale Ausgestaltung der Maßnahme zu gewährleisten.
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen bezüglich der (störungsfreien) Bauzeiten, der Bauausführung und der verwendeten Materialien eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in DIETZ & WEBER 2000, FAIRON et al. 2002, REITER & ZAHN 2006, LfU Bayern 2008).
- Generell:
 - Bauzeitbeschränkung: Bauarbeiten sind bei Wochenstubenquartieren von Ende August (Auflösung der Wochenstube meist bereits abgeschlossen) bis Ende März / Anfang April und bei Winterquartieren von Anfang Mai bis Ende Juli möglich. Wichtig ist die Fertigstellung vor Einzug der Tiere im Frühjahr, da eine starke Störung zu dieser Zeit eher zur Quartierverwaisung führen kann, als die Vertreibung einiger später Tiere im Herbst. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
 - Vorhandene Hangmöglichkeiten und Duftmarken sollen möglichst erhalten und ausgedehnt werden.
 - Mikroklima, Belüftung: Eine Änderung der Belüftung oder Belichtung des von Fledermäusen bewohnten Dachstuhls führt oft zum Verlust von Hangplätzen, u.U. wird das Quartier ganz aufgegeben.
 - Sicherung der Ein- und Ausflüge: Mausohren nehmen manchmal ungewöhnliche Wege, um ihr Quartier zu verlassen und sind in diesem Verhalten auch sehr konservativ. Deshalb bleibt vor einer Sanierung immer unklar, ob sie neue angebotene und bautechnisch besser zu realisierende Öffnungen annehmen.
- Weitere Optimierungsmöglichkeiten:
 - Einbau von taubensicheren Durchflugmöglichkeiten für Fledermäuse (LfU Bayern 2008) in Dach- und/oder Giebelfenster oder Schleppgauben. Dadurch können verschlossene Dachböden zugänglich gemacht werden. Beispiele in LfU 2008: http://www.fledermaus-bayern.de/content/fldmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (Schemazeichnungen aus DIETZ & WEBER 2000 über NABU Hessen): <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>
Neben Hangmöglichkeiten im Giebel von Dachböden sowie in engen Nischen / Spalten von Deckenbohlen können geeignete Spaltenverstecke zum Beispiel mittels im Abstand von 5–7 cm parallel verlaufenden Dachlatten geschaffen werden.
 - Spalten als Giebelverkleidung <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>.
 - Weitere erhältlich beim NABU Hessen, Wetzlar.
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden (in Deutschland sind fledermausunverträgliche Holzschutzmittel verboten). Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz ganz zu verzichten.

- Fledermausverträgliche Holzschutzmittel:
<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>
- Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.
- Beleuchtung: eine Außenbeleuchtung (v.a. relevant bei exponierten Kirchen und historischen Gebäuden) ist in der Regel der Quartiereignung abträglich; ggf. wäre eine Beschränkung auf die Monate Oktober bis März zu prüfen.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Es wird empfohlen, von den Fledermäusen genutzte Strukturen aus dem verloren gehenden Quartier auszubauen und für die Neugestaltung des neuen Quartiers zu nutzen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Rahmenbedingungen sind im Einzelfall durch Voruntersuchungen zu klären. Sind die vorhandenen Ausflüge nicht bekannt, müssen die Ein-/Ausflugbereiche vor der Sanierung durch Experten ermittelt werden.
- Störungen im Quartier während der Wochenstubenphase sind oftmals nicht ganz vermeidbar. Dann müssen sie auf ein Minimum reduziert und zeitlich sowie räumlich auf die Ansprüche der Fledermäuse abgestimmt werden (Hinweise in UHL 2003, BLOHM et al. 2005).
- Verschmutzungen durch Fledermauskot sind nicht vermeidbar (beim Großen Mausohr ist der Kot vergleichsweise auffällig). Deswegen absehbare Nutzungskonflikte müssen durch Aufklärung und ggf. jährliche Reinigung im Vorfeld vermieden werden.
- Vor der Anlage neuer Ein- und Durchflugöffnungen / Öffnung von Dachböden für Fledermäuse ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet wurden. Zurückliegende Holzschutzbehandlungen können noch nach Jahrzehnten toxische Wirkungen haben, wenn Fledermäuse mit kontaminierten Holzteilen in Kontakt kommen. Auf mögliche Rückstände chemischer Holzschutzmittel ist daher die Bausubstanz sorgsam zu prüfen (ggf. Holzschutz- / Schadstoffgutachten erforderlich).
- Nutzungskonflikte mit Eulen (v.a. Schleiereule) sind zu beachten (dazu: BERND et al. 2000).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von 5 Jahren möglich (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Quartierstrukturen stehen kurzfristig bereit.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird in der Literatur als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. LANUV: <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/saeugetiere/schutzziele/6521>, NLWKN 2010, weitere Internetquellen s.u.).
- Sanierungsmaßnahmen als solche werden nicht in Frage gestellt. Es liegt ein umfangreiches Erfahrungswissen aus Sanierungen im Siedlungsbereich (u.a. BLANT 1991, BLOHM et al. 2005, DIETZ & WEBER 2000, FANKHAUSER 1996, GEBHARD & LANDERT 2002, JABERG 1997, MAGNIN 1994, OHLINGER 2007, RYSER 1989, SCHULZE 1992) und von der Sanierung von (Straßen-)Brücken (HECK & BARZ 2000) dahingehend vor, dass bestimmte – vergleichsweise geringe - Sanierungseingriffe von Mausohrwochenstubenkolonien toleriert werden. Hinweise, die den Maßnahmentyp infrage stellen, beziehen sich darauf, dass die Traditionsbindung der Fledermaus-Individuen nicht unterschätzt werden darf und der Maßnahmenerfolg insoweit ungewiss bleibt, wenn

ein Quartier nicht spiegelbildlich zu den verloren gehenden Strukturen hinsichtlich der Hangplatzqualität und der Lage der Öffnungen für den Einflug hergestellt werden kann.

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen einer neuen Einrichtung eines Quartiers für das Große Mausohr liegen bislang nicht vor. Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen vor (s.o.); es sind aber gravierende Kenntnisdefizite in Bezug auf die Akzeptanz von neu geschaffenen Quartieren vorhanden.
- Die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Traditionsbildung im Detail verursachen oft Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Es ist bislang nicht bekannt, ob der Verlust einzelner Teilquartiere von einer Wochenstubenkolonie kurzfristig kompensiert wird (sofern Ersatzquartiere bereitstehen, vgl. u.a. FANKHAUSER 1996). Die Experten aus NRW weisen darauf hin, dass auch ehemals genutzte Quartiere nicht durchweg wieder genutzt werden. Der Neuanlagen von Quartieren wird daher eine geringe Eignung attestiert.
- Sofern die o.g. Rahmenbedingungen (1:1-Anlage) aber gewährleistet werden können, wird die Maßnahme aber als sinnvoll und insoweit auch als CEF-Maßnahme geeignet angesehen werden. Die Prognosesicherheit ist dann ausnahmsweise hoch.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

Der Maßnahmenerfolg scheint von Faktoren abhängig zu sein, welche derzeit nicht genau bestimmt werden können.

(Hinweis: Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wieder hergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann, wird die Maßnahmen als sinnvoll und – wegen verbleibender Prognoseunsicherheit - als FCS-Maßnahme geeignet angesehen).

2. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste im Wald (speziell: Einzel- und Paarungsquartiere) kurzfristig kompensiert werden. Wochenstubenquartiere können hierdurch keinesfalls ersetzt oder geschaffen werden (vgl. Maßnahme „Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich“). Zur langfristigen Sicherung des Quartierstandorts muss der umliegende Wald aus der regulären forstlichen Nutzung genommen werden. Wichtig ist eine Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder), sodass sich eine ausreichende Anzahl an natürlichen Baumhöhlen entwickeln kann.

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Der Maßnahmenstandort (Ausgangsbestand) muss eine gewisse, der Art angepasste Ausprägung bzw. Qualität aufweisen (Laub-/Laubmischwälder mit entsprechendem Baumabstand und Alter, die auch als Jagdhabitat geeignet sind).
- Die Maßnahme ist nur als Ersatz für Baumquartiere geeignet, die i.d.R. als Einzelquartiere oder Paarungsquartiere genutzt werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen erfolgen. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Als Einzel- / Paarungsquartiere werden vom Großen Mausohr verschiedene Rundkastentypen im Wald angenommen (HORN 2005, LEITL 1995, MAINER 1990, SCHWARTING 1990, 1992, 1994).
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (in Anlehnung an die ABC-Bewertung des LANUV NRW, 2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Kasten tragende Bäume sind zu markieren und dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Einzel- / Paarungsquartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Kästen sind dauerhaft mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt eine jährliche Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahme kann nur als kompensatorische Übergangslösung angesehen werden.
- Die Maßnahme ist nicht geeignet, Quartierverluste in Gebäuden zu kompensieren.
- Zur kurzfristigen Kompensation sind Fledermauskästen vor allem in baumhöhlenarmen Wäldern auszubringen. Die langfristige Sicherung von Quartieren ist über den Nutzungsverzicht und die Entwicklung von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort sicherzustellen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Tothholzförderung durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (nach allgemeinen Erfahrungswerten, sofern ein Bedarf an zusätzlichen Quartieren gegeben ist).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Einzelfeststellungen (s. die o.g. Literatur) als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Es existieren Belege, dass bereits nach kurzer Zeit (<1 Jahr) Kästen durch Einzeltiere angenommen werden (THIES im Rahmen des Expertenworkshop, HEUSER, mündl.). Es existieren keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Daher besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zum Ersatz von Männchen, Zwischen- und Balzquartieren.
- Allerdings stellt sich regelmäßig die Frage nach der Notwendigkeit, da Zwischenquartiere im Wald für Mausohrkolonien vermutlich selten bestandslimitierend sind.
- Die Maßnahme genügt nach Überzeugung der beteiligten Experten nicht den Anforderungen an CEF-Maßnahmen. Nach MESCHÉDE & HELLER (2000), F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008). Aufgrund dieser Auffassungen wird die Wirksamkeit als mittel eingestuft. RUNGE et al. (2010) bewerteten die Eignung dieser Maßnahme ebenfalls mit mittel; die Maßnahme stellt für die Autoren nur eine Übergangslösung dar.
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Die Bewertung als mittel geeignete Ausgleichsmaßnahme bezieht sich explizit auf die Schaffung von Einzelquartieren bzw. Paarungsquartieren. Der Verlust von Wochenstubenquartieren ist mit dieser Maßnahme nicht zu kompensieren. Die Notwendigkeit der Maßnahme muss einzelfallbezogen überprüft werden, da Zwischenquartiere im Umfeld von Mausohrkolonien vermutlich selten bestandslimitierend sind.

3. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden, da sich diese meist in großen unterirdischen Gewölben, Kellern, Stollen, Höhlen o.ä. befinden, die mikroklimatische Besonderheiten aufweisen und durch eine langjährige Tradition von den Tieren genutzt werden.

- Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einsehbaren Hohlräumen verstecken können, kann der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers lediglich durch einen fachkundigen Spezialisten zuverlässig eingeschätzt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich.

Gehen Winterquartiere verloren, kann in der Regel nur Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- Vorhandene, als Winterquartier genutzte, Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Maßnahme ist beschränkt auf sporadische Vorkommen von Einzeltieren und nur dann anzuwenden, wenn einzelne Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen. Bei traditionellen Dauerquartieren ist diese Maßnahme nicht anzuwenden und muss stets im Einzelfall betrachtet werden. Das gleiche gilt für das Vorgehen bei einer Betroffenheit von Schwarmquartieren.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken).
- Störungsfreie Quartierumgebung, insbesondere Beleuchtungsfreiheit.
- Auf günstige An- und Abflugflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff):
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur (Große Mausohren bevorzugen wärmere Quartierbereiche)
 - Wiedereröffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, SCHULZ & SCHULZ 2011).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.

- Sofern das Quartier im Wald liegt: In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft (spätestens) alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt, von Spezialisten begleitet werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.
- Es ist stets zu beachten, dass meist auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sind, welche möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.
- Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird naturschutzfachlich als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. Erhaltung von unterirdischen Schwarm- und Winterquartieren (v.a. Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern, Vermeidung von Umnutzungen und Störungen, Besucherlenkung, Erhalt und Förderung einer naturnahen Umgebung), s. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aber nicht vor.
- Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Optimierung von Winterquartieren sehen RUNGE et al. (2010) bei kleineren Individuengruppen (<15 Tieren) als sehr hoch an.
- Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht allerdings eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit. Nach Erfahrungen der Experten aus NRW ist die „Umzugswahrscheinlichkeit“ in neue Winterquartiere beim Großen Mausohr gering, da Mausohren tendenziell eine sehr starke Quartiertreue aufweisen. Dieses gilt auch für die Winterquartiernutzung. Aufgrund dessen wird die Eignung dieser Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme als mittel eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Mittel

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wieder hergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann oder andere notwendige Maßnahmen (Sicherung des Zuganges) unternommen werden, können die Maßnahmen als besonders sinnvoll und insoweit als mittelfristig zu planende FCS-Maßnahme geeignet angesehen werden).

4. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Große Mausohren erschließen sich den Raum, in dem Quartiere und Jagdhabitats liegen, nach Möglichkeit entlang von Leitstrukturen (Waldränder, Gehölzreihen, Hecken in der freien Landschaft): Telemetrieuntersuchungen in entsprechenden Raumausschnitten in der Feldflur, die durch Hecken oder ähnliche linienhafte Elemente gegliedert sind, ergaben eine insgesamt vorherrschende Orientierung der telemetrierten Mausohrindividuen an den entsprechenden Leitlinien (DIETZ mündl. nach Untersuchungen an der BAB A4, BACH & LIMPENS mündl., SIMON & WIDDIG 2005, GRUBER, Büro Ökokart München, nach Telemetrie- und Detektoruntersuchungen 2006 und 2009 an der geplanten BAB A94, mündl. Mitt.); an den von GRUBER (ebd., schriftl. Mitt.) bei München vergleichend untersuchten Probeflächen flogen 88% der Mausohren (n=211 Kontakte) strukturnah bzw. strukturorientiert.

Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitats erschlossen/verbessert werden, etwa durch das Schließen von (großen) Lücken in Heckensystemen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitats.
- Grundsätzlich sollten keine Maßnahmen in Straßennähe angelegt werden, sofern nicht für sichere Quermöglichkeiten gesorgt ist (kollisionsempfindliche Art, FÖA 2011).
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Um zusätzliche oder vorhandene Jagdhabitats durch Pflanzung von Baumreihen / Gehölzen für das Große Mausohr zu erschließen, sind zusammenhängende, vernetzende Strukturen von ausreichender Länge erforderlich, die mind. >0,5 km pro Einzelmaßnahme erfordern.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Gehölzstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) bzw. sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Nach Angaben der Experten aus NRW ist diese Maßnahme nur in Sonderfällen (Betroffenheit / Verlust stark frequentierter Flugwege) geeignet und hat ansonsten eher eine geringe Priorität.
- Bei der Planung einer Neuanlage von Gehölzstrukturen sind die möglichen (negativen) Auswirkungen auf andere Arten (u.a. Offenlandbrüter) zu berücksichtigen und ggf. naturschutzfachlich gegeneinander abzuwägen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig (1-5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von, nach Gutachtereinschätzung entsprechend den Daten bei diesbezüglich vergleichbaren Arten wie der Fransenfledermaus und der Breitflügelfledermaus (s. dort in den Artsteckbriefen), vermutlich mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt.
- Wissenschaftliche Belege existieren nur mittelbar (Analogieschlüsse, s.o.) und nur in der grauen Literatur (o.g. Arbeiten). Die Plausibilität der Maßnahme wird aber als hoch eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Sind stark frequentierte Flugwege entlang von Gehölzstrukturen von Bauvorhaben betroffen, erscheint diese Maßnahme im räumlich funktionalen Zusammenhang sinnvoll. Sie hat dann eine hohe Eignung.

5. Förderung von Hallenwäldern mit freiem Flugraum über dem Waldboden (W9)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Erhöhung des Anteils an Waldfläche, der als geeignetes Jagdhabitat zur Verfügung steht. Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen, welche im Einzelfall insbesondere

im engeren Umfeld von Fortpflanzungsstätten (Wochenstubenquartieren) als essentielle Nahrungshabitate eingestuft werden können. Eine Optimierung von Jagdhabitaten kann durch waldbauliche Maßnahmen erfolgen, mit der Zielsetzung, freien Flugraum über dem Waldboden entstehen zu lassen und eine entsprechende Insektdichte zu fördern:

- Auflichten dichter Gehölzbestände, Erhöhung des Baumabstandes (>3-4 m) in dichten Beständen.
- Förderung von Waldweide.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Möglichst größere zusammenhängende Waldgebiete und Waldinseln ab >5-10 ha mit Laub(Misch)Waldbestand.
- Vor dem Hintergrund, dass die Art als empfindlich gegenüber Barrieren und gegenüber Kollisionen gilt, sollten Nahrungshabitate und Quartierhabitate zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

Die erforderliche Habitatqualität

- kann aus Habitatanalysen entnommen werden (MESCHÉDE & HELLER 2000, DENSE & RAHMEL 2002 (südl. Niedersachsen), BIEDERMANN et al. 2002 (Thüringen), ZAHN et al. 2005, ZAHN et al. 2006 (Bayern)),
- ist der Beschreibung der Habitateignungsklassen in der Kartiermatrix des LANUV NRW (FB 24/Artenschutz, Kartierungsmatrix *M. myotis*, 02/2010) zu entnehmen.
- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Fachliche Einschätzung:
 - Eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes im Aktionsraum einer Kolonie wird erzielt, wenn eine Erhöhung der als gut bis sehr gut geeigneten Jagdgebietsfläche im 5 km Radius um eine Wochenstube (Kolonie) um > 20% (in Anlehnung an LANUV NRW FB 24/Artenschutz, Kartierungsmatrix *M. myotis*, 02/2010) erzielt wird.
 - Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Waldpflege alle 5–10 Jahre (Offenhaltung, ggf. waldbauliche Eingriffe bei ungünstiger Entwicklung oder Dominanz unerwünschter Arten / Bodenbedeckung).
- Die Maßnahmen müssen v.a. darauf ausgerichtet werden, den Wald als Flugraum / Jagdhabitat der Art zu erhalten. Hierzu müssen die Baumabstände mindestens >3-4 m betragen und die Bodenschicht arm an krautiger Vegetation gehalten werden (ggf. durch die Anlage von Waldweiden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Vor der Maßnahmendurchführung ist zu untersuchen, in welchem Umfang und räumlicher Konstellation essentielle Nahrungshabitate betroffen sind.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die umliegenden Wälder / Jagdgebiete eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung für die betroffene Kolonie haben, muss dieses bei der Maßnahmenplanung und Flächenwahl Berücksichtigung finden.
- Falls die Maßnahme erwogen wird, müssen die entgegenstehenden Habitatsprüche von anderen Waldfledermausarten und weiteren Waldtierarten berücksichtigt werden. Für viele Waldarten bietet eine reich strukturierte Kraut-, Strauch- und untere Baumschicht Nahrung und Deckung. Zielkonflikte können auftreten. Dann sind die Argumente für und gegen die Maßnahme naturschutzfachlich sorgfältig abzuwägen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – abhängig von vorhandenen geeigneten Ausgangsbeständen – kurz- bis mittelfristig umsetzbar.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art in Bezug auf den Nahrungshabitat sind gut bekannt.
- Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise (u.a. MESCHÉDE & HELLER 2000, BRAUN & DIETERLEN 2003). Die Verfügbarkeit von Nahrung / Beutetieren wird plausibel erhöht, sei es durch Verbesserung des Zuganges zu Nahrungsinsekten (v.a. Laufkäfern), sei es durch Erhöhung des Anteils an Nahrungshabitaten.
- Von einer Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zur Herstellung von Nahrungshabitaten wird ausgegangen.
- Die Plausibilität der Maßnahme wird als hoch eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist (insoweit ist auch der Maßnahmenerfolg eindeutig feststellbar).
- Zielkonflikte können auftreten (s.o.). Falls die Maßnahme erwogen wird, müssen auch die Habitatansprüche von anderen Waldfledermausarten und weiteren Waldtierarten berücksichtigt werden.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Zielkonflikte beachten)

6. Anlage von artenreichem Grünland (inklusive Brachflächen) (O1, O1.2.3, O3.1.3, O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage, Wiederherstellung und langfristige Pflege von landschaftstypisch ausgeprägten artenreichen Grünlandbereichen, wenn diese in entsprechender Qualität und Quantität fehlen, zur Erhöhung des Angebotes von Insekten als Nahrungsgrundlage. Es kommen in Betracht (am besten im Verbund):

- Anlage von extensiv beweidetem Grünland und Feuchtwiesen
- Anlage / Entwicklung von Streuobstwiesen
- Anlage von blütenreichen Säumen
- ~~Anlage von Hochstaudenfluren~~

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitats zu ersetzen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Vor dem Hintergrund, dass die Art als empfindlich gegenüber Barrieren und gegenüber Kollisionen gilt, sollten Nahrungshabitate und Quartierhabitate zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Fachliche Einschätzung: Der Maßnahmenbedarf entspricht mindestens der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche bei Anlage auf Ackerflächen. Werden Maßnahmenflächen aus anderen Biotopflächen als Ersatzhabitate aufgewertet, entwickelt oder wiederhergestellt, muss dies durch Flächenaufschläge entsprechend berücksichtigt werden.
- Maßnahmen, die mehrere Teilflächen umfassen, sollten mittels Gehölzstrukturen vernetzt werden (vgl. die Maßnahme 4: Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen).

Das Insektenreichtum kann durch folgende Maßnahmen gefördert werden:

- Anlage / Entwicklung von Streuobstwiesen:
 - Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010).
 - Pflege der Bäume: Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen: Geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronenthotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
 - Die Grünfläche ist durch extensive Mahd zu pflegen, wobei Mahdzeitpunkt und -frequenz an die regionalen Besonderheiten angepasst werden.
 - Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.
- Entwicklung Extensivgrünland:
 - Die Grünlandfläche ist durch extensive Mahd oder Beweidung zu pflegen, wobei Mahdzeitpunkt und -frequenz an die regionalen Besonderheiten angepasst werden.
 - Der Erhalt / die Anlage von strukturierten Vegetations- / Altgrassäumen trägt zur Förderung der Wirbellosenfauna bei (SANDREUTHER 2003: 23). MÜLLER & BOSSHARD (2010: 216) empfehlen im Grünland ein Flächenanteil von 5-10% der Gesamtfläche. Die Streifenbreite sollte zwischen 3-5 m liegen (SIERRO & ARLETTAZ 2007). Der Streifen ist jedes Jahr neu anzulegen; dieselbe Fläche sollte erst wieder nach 3-4 Jahren genutzt werden, um einer Verbrachung vorzubeugen (MÜLLER & BOSSHARD 2010: 213). Die Mahd erfolgt im Herbst/ Winter (SIERRO & ARLETTAZ 2007).
 - Bei Anlage artenreicher Blühstreifen oder – flächen primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014).
- Anlage von Hecken auf den jeweiligen Flächen (strukturegebundene Art, s. HESSEN-FORST 2003: 17).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume; Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben (Details bei MULNV 2009 und ARGE Streuobst 2010).

- Gehölzpflege (Hecken) alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (s.o. bei M 3).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Anlage von Streuobstbeständen: Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes: Bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, ggf. Schnittpflege vorhandener Gehölze) ist eine Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich. Die Zeitdauer für ggf. erforderliche Ausmagerungen hängt von der Wüchsigkeit des Ausgangsbestandes ab und kann auch eine mittel- bis langfristige Zeitspanne erfordern. Vollständige Neupflanzungen aus Gehölzen erreichen frühestens nach 10-15 Jahren die Struktur einer Streuobstwiese.
- Anlage von Hecken: Innerhalb von 2 Jahren bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten (dichtbeastete Dornsträucher ab Höhe ca. 1,5 m). Bei Verwendung geringerer Pflanzqualitäten ist sonst meist erst nach ca. (5-) 10 Jahren eine Wirksamkeit gegeben (FISCHER & ZEIDLER 2009, NEUGEBAUER 2009, LFU 2007).
- Anlage von Extensivem Grünland: Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren (bei Ausmagerung je nach Wüchsigkeit auch länger).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt (ZAHN et al. 2006, ARLETTAZ 1999).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit wird wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF- Maßnahme geeignet (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

Fazit: Für das Große Mausohr stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Bereitstellung von Quartieren sowie Optimierung von Sommer- und Winterlebensräumen zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Für das Große Mausohr hat die Erweiterung und Optimierung des Quartierangebotes in Siedlungsräumen eine hohe Priorität. Fortpflanzungsstätten der Reproduktionsgemeinschaft aus weiblichen Tieren (die Wochenstuben) können nachzeitigem Kenntnisstand aufgrund der ausgeprägten Quartiertreue nicht kurzfristig ersetzt oder ausgeglichen werden. Durch die Neuschaffung und Erweiterung des Quartierangebotes in Siedlungsräumen ist eine langfristige Entwicklung möglich und sinnvoll. Daher besitzt die Maßnahme „Erweiterung des Quartierangebots im Siedlungsbereich“ (trotz einer geringen Eignung als CEF-Maßnahme aufgrund der Unwägbarkeiten) eine hohe Priorität.

Kurzfristig kann die Maßnahme „Anbringen von Fledermauskästen“ zusätzliches Quartierangebot als Einzel- / Männchen- und für Paarungsquartiere bereitstellen.

Aufgrund der spezialisierten Jagdweise als Bodenjäger und des enormen Nahrungsbedarfs dieser großen Fledermausart, hat der Erhalt ausreichender Nahrungshabitate insbesondere im nahen Umfeld der Wochenstuben eine besondere

Bedeutung für die Lokalpopulation (Förderung von Hallenwäldern mit freiem Flugraum über dem Waldboden). Das Angebot an geeigneten Jagdhabitaten kann durch Optimierung derzeit ungünstig strukturierter Wälder kurzfristig verbessert werden. Allerdings steht diese Maßnahme vielfach im Konflikt mit den Habitatansprüchen anderer Waldarten und muss entsprechend besonders begründet sein. [Die Anreicherung von artenreichen Grünland zur Erweiterung des Nahrungshabitatpotenzials in Wald- bzw. Quartiernähe stellt demnach eine Alternative dar.](#)

Die „Anlage von Gehölzstrukturen“ besitzt trotz hoher Eignung zur räumlichen Erschließung weiterer Jagdgebiete für diese strukturgebundene Art nur eine geringe Priorität, da i.d.R. ein Wegfall solcher Strukturen nur in Sonderfällen bestandslimitierende Wirkungen auf eine Wochenstubenkolonie hat.

Quellen:

[ARGE Streuobst \(2010\): Naturschutzfachliches Leitbild – Ansprüche der Arten der EU-Vogelschutzrichtlinie an ihre Lebensstätten in den Streuobstlandschaften am Albtrauf für das LIFE-Projekt „Vogelschutz in Streuobstwiesen des Mittleren Albvorlandes und des Mittleren Remstales“ Kurzfassung.](#)

[Arlettaz, R. \(1999\). Habitat selection as a major resource partitioning mechanism between the two sympatric sibling bat species *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Journal of Animal Ecology*, 68\(3\), 460-471.](#)

Bernd, D., Eppler, G. & Kappes, D. (2000): Vertreibung von Fortpflanzungskolonien des Grossen Mausohrs (*Myotis myotis*) durch die Schleiereule (*Tyto alba*) sowie Vorschläge zur Vermeidung dieses Kohabitations-Problems. *Collurio* 18: 113-124.

[BfN, Bundesamt für Naturschutz \(2014\): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.](#)

Biedermann, M.; Meyer, I.; Schorcht, W.; Claußen, A. (2002): Zur Habitatnutzung Großer Mausohren der Wochenstube Neidhartshausen im Biosphärenreservat Rhön, Thüringen. Studie im Auftrag des Biosphärenreservates Rhön, Verwaltungsstelle Thüringen. Jena. 28 pp.

Blant, M. (1991): Recherches appliquées à la protection des chiroptères. 5. Aménagement de gîtes de reproduction de Grand Murin *Myotis myotis* : le cas de Courtételle (canton du Jura). *Le Rhinolophe* 8: 13-16.

Blohm, T., Gille, H., Hauf, H.; Heise, G. & Horn, J. (2005): Bemerkungen zur Störungstoleranz des Mausohrs (*Myotis myotis*) im Wochenstubenquartier. *Nyctalus(N.F.)* 10 (2). S. 1000 – 1007.

Braun, M. & Dieterlen, F.; /Hrsg. (2003): Die Säugetiere Baden-Württembergs. Band 1. Allgemeiner Teil Fledermäuse (Chiroptera), Stuttgart (Ulmer). 687 pp.

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C. & Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf. Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft; http://www.smtwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf 134 S.

Dense, C. & Rahmel, U. (2002): Telemetrische Untersuchungen an Mausohren (*Myotis myotis*) im südlichen Niedersachsen zur Bestimmung des Aktionsraumes bei der Jagd vor dem Hintergrund der Abgrenzung von FFH-Gebieten. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachs*. 22 (1). 41-47

Dietz, M. & Weber, M. (2000): Baubuch Fledermäuse. Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Arbeitskreis Wildbiologie an der Universität Gießen (Hrsg.). 228 S. + Kopiervorlagen. Auszugsweise: NABU Hessen.

Dietz, C.; von Helversen, O. & Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Kosmos Naturführer.

Fairon, J.; Busch, E.; Petit, T. & Schuiten, M. (2002): Handbuch zur Einrichtung von Dachböden und Türmen der Kirchen und anderer Gebäude. Technische Broschüre Nummer 4. königliches Institut der Naturwissenschaften von Belgien, Arbeitsgemeinschaft Natur & Region Wallonne. http://environnement.wallonie.be/publi/dnf/combles_clochers_all.pdf (20.06.2011). 80 S.

Fankhauser, T. (1996): Ausweichquartiere von Grossen Mausohren (*Myotis myotis*) im Umkreis eines bedrohten Fortpflanzungsquartiers in Wangen a.A./Oberaargau BE. Zwischenbericht 1995: 27 p.

[Fischer, N.; Zeidler, K. \(2009\): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 41 \(7\): 209-215.](#)

[FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. \(2014\): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.](#)

FÖA (2011): Arbeitshilfe Fledermäuse und Straßenverkehr. Ausgabe 2011 (Entwurf, Stand Okt. 2011). Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.256/2004/LR „Quantifizierung und Bewältigung verkehrsbedingter Trennwirkungen auf Arten des Anhangs der FFH-Richtlinie, hier Fledermauspopulationen“ des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bearb. Dr. J. Lüttmann, R. Heuser, W. Zachay (FÖA Landschaftsplanung GmbH) unter Mitarbeit von M. Fuhrmann (Beratungsgesellschaft NATUR GbR), Dr. jur. T. Hellenbroich, Prof. G. Kerth (Univ. Greifswald), Dr. B. Siemers (Max Planck Institute für Ornithologie). 108 S.

- Gebhard, J. & Landert, R. (2002): Wochenstubenkolonie der Grossen Mausohren (*Myotis myotis*) ist umgezogen. Pro Chiroptera 3: 30-31.
- Güttinger, R. (1994): Ist in Mitteleuropa das Klima der primär begrenzende Faktor für das Vorkommen von Fortpflanzungskolonien des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*)? Bericht der St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft 87, 199, 87 – 92.
- Güttinger, R. (1997): Jagdhabitats des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*) in der modernen Kulturlandschaft. Schriftenreihe Umwelt 288, BUWAL Bern. 140pp.
- Heck, K. & Barz, J. (2000): Die Nutzung zweier Autobahnbrücken in Nordhessen durch das Mausohr (*Myotis myotis*) und Beobachtungen zur Störungstoleranz. Nyctalus 7(3): 298-309.
- Hom, J. (2005): Mausohr-Wochenstube (*Myotis myotis*) erstmals in einer Holzbetonhöhle des Typs 2FN in einem ostbrandenburgischen Kiefernforst. Teil 1: Gründung im Jahr 2003. Nyctalus 10(2): 108-116. Teil 2 : Erfahrungen aus dem Jahr 2004. Nyctalus 10(2): 117-124.
- Jaberg, C. (1997): Recherche et réhabilitation des gîtes de reproduction du Grand Murin *Myotis myotis* dans le canton de Neuchâtel. CCO Neuchâtel: 32 p.
- Kulzer, E. & Müller, E. (1997): Die Nutzung eines Kirchendaches als „Wochenstube“ durch Mausohr-Fledermäuse (*Myotis myotis* Borkhausen). Empfehlungen für Schutz- und Pflegemaßnahmen in Dachstockquartieren. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad-Württ. 71. S.267 – 326.
- LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf
- Leitl, R. (1995): Nistkastenbewohnende Fledermäuse in einem Waldgebiet der Mittleren Oberpfalz. – Dipl. arbeit Univ. München.
- LfU Bayern (2007): [Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S., Augsburg.](#)
- LfU Bayern (2008): Fledermausquartiere an Gebäuden. Erkennen, erhalten, gestalten. Hrsg. Bayrisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg. http://www.fledermaus-bayern.de/content/flmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf.
- Magnin, B. (1994): Sauvetage de la colonie de Grands Murins (*Myotis myotis*) du Pont de Corbières (Suisse - Canton de Fribourg). Gestion et protection des chauves-souris : de la connaissance aux aménagements. Les pratiques du génie écologique, 23 juin 1994, Metz : 101-119.
- Mainer, W. (1990): *Myotis myotis* (Borkhausen) auch im Süden der DDR in einem Fledermauskasten. Nyctalus 3(2): 157-159.
- Meschede, A. & Heller, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66. Bonn - Bad Godesberg.
- Meschede, A. & Heller, K. G. (2000), F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“.
- Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M. & Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).
- MUNLV / Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (2009): [Streuobstwiesenschutz in Nordrhein-Westfalen Erhalt des Lebensraumes, Anlage, Pflege, Produktvermarktung. http://vns.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/broschuere_streuobstwiesenschutz_mkulnv_2009.pdf, Abruf 23.05.2016](#)
- Müller, M., Bosshard, A. (2010): [Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowieden. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 \(7\): 212-217.](#)
- NACTaktiv / SWILD (2007): Monitoring der Fledermausschutzmaßnahmen an der BAB A 17 Dresden – Grenze D /CZ. Im Auftrag der DEGES. Unveröff.
- Nagel, A. & Nagel, R. (1993): Ansiedlung von Fledermäusen in Fledermauskästen. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 75: 113 – 131.
- Neugebauer, K. (2009): [Erfahrungen mit der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung aus Sicht einer Höheren Naturschutzbehörde. Laufener Spezialbeiträge 1 / 2009: 81-90.](#)
- Ohliger, S. (2007): Ausbau einer Wochenstube für das Grosse Mausohr (*Myotis myotis*) im Dorfgemeinschaftshaus Bedesbach (Landkreis Kusel): eine Erfolgsgeschichte des angewandten Naturschutzes. In: König, H. & Wissing, H. Landau, Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR), Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 37: 159-170.
- Reiter, G. & Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>. 132 pp + Anhang.

Runge, H.; Simon, M. & T. Widdig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz – FKZ 3507 82 080. – Hannover, Marburg.

Ryser, C. (1989): Protection d'une colonie de reproduction de Grands murins (*Myotis myotis*) lors de la rénovation d'un bâtiment à Burgdorf (BE). Le Rhinolophe 6: 31.

Sandreuther, G. (2003): Pilotprojekt "Hilfe für den Steinschmätzer": "Umzug" geglückt - dauerhafte Besiedlung noch fraglich. *Pollichia Kurier* 19(2): 22-23.

Schulz, G. & Schulz, W. (2011): Erfahrungen bei Neueinrichtungen und Ausbauten von Fledermaus-Winterquartieren. Neufassung und Aktualisierung August 2011. <http://www.fledermaus-winterquartier-bau.de/Fledermaus-Winterquartier-Erfahrungen2011.pdf>.

Schulze, W. (1992): Wie reagierten Mausohren (*Myotis myotis*) auf eine totale Dachsanierung im Rathaus Sangerhausen ? *Nyctalus* 4(3): 323-324.

Schwarting, H. (1990): Kastenquartiere für Baumfledermäuse. – *Natur und Museum* 120(4): 118-126.

Schwarting, H. (1992): Eine reviertreue Mausohrfledermaus: - *Natur und Museum* 122(6): 187-191.

Schwarting, H. (1994): Erste Erfahrungen mit Fledermausüberwinterungs- und Koloniekästen in einer hessischen Region. – *Nyctalus* 5(1) 59-70.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Simon, M. & Widdig, T. (2005): Grundlagendatenermittlung und Schaffung einer einheitlichen Datenbasis für die FFH-VP Werra- und Wehretal. BAB A44, VKE 32/33. Datenbasis. (Habitatwahl und –nutzung von Mausohr und Bechsteinfledermaus aufgrund telemetrischer Untersuchungen). Im Auftrag des Amtes für Straßen- und Verkehrswesen Kassel.

Uhl, G. (2003): Wie viel Störungen durch Bauarbeiten tolerieren Mausohren (*Myotis myotis*) in der Wochenstube. *Nyctalus* N.F. 8(5). S. 496 – 500.

Zahn, A.; Hasselbach, H. & Güttinger, R. (2005): Foraging activity of central European *Myotis myotis* in a landscape dominated by spruce monocultures. *Mammalian Biology* 70, 265 – 270.

Zahn, A.; Rottenwallner, A. & Güttinger, R. (2006): Population density of the greater mouse-eared bat (*Myotis myotis*), local diet composition and availability of foraging habitats. *Journal of Zoology* 269, 468 – 493.

Internetquellen:

<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>

<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>

2.11 Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*)

Haselmaus *Muscardinus avellanarius* ID 88

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Die Fortpflanzungs- und die Ruhestätte umschließt mindestens die Strukturen in einem Radius von 30 m um das Nest / den Nachweisort ein (dies entspricht dem Aktionsraum der Weibchen in der Fortpflanzungszeit).

Fortpflanzungsstätte: Waldbereich mit den zur Nestanlage bzw. für die Reproduktion geeigneten Strukturen (Früchte tragende Gehölze, niederes Gestrüpp, Sträucher und Bäume) zumeist in einer Höhe von 1-2 m, selten bis zu 20 m (Altbuchen) im räumlichen Verbund.

Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte; die Ruhestätte umfasst dabei mindestens die Schlafnester der Haselmaus (KOMMISSION 2007: 47). Für den Winterschlaf nutzen Haselmäuse i.d.R. kugelförmige Nester nahe der Bodenoberfläche oder vorhandene Verstecke in Bodennähe, selten Nistkästen. Da die Ruhestätten (Schlafnester) sehr versteckt innerhalb des auch im Sommer genutzten Aktionsraumes angelegt werden, muss der sommerliche Aktionsraum zur Abgrenzung der geschützten FoRu angehalten werden.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Individuenbestand eines unzerschnittenen Waldgebietes mit geeigneten Strukturen >20 ha⁶ oder von miteinander mittels Gehölzen ununterbrochen verbundenen kleinen Wäldern. Freiflächen von mehreren hundert Metern gelten als dauerhaft unüberbrückbar (RUNGE et al. 2010 schlagen als Orientierungswert 500 m vor).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Baumhöhlen, dichte Vegetation zur Nestanlage.
- Nahrungs- und deckungsreiche Gehölzflora (Haselnuss, Weißdorn, Vogelbeere, Geißblatt, Brombeere, Eberesche, Bergahorn, Eibe, Kastanie). Gefressen werden (meist) die Blütenstände, die Früchte und auch die an diesen Gehölzarten reich vorhandenen Insekten (Zusammenstellung in BRIGHT et al. 2008:12).
- Die Gehölzflora soll eine gemischte, möglichst uneinheitliche Zusammensetzung aufweisen, welche die benötigten Nahrungskomponenten (Pollen, Nektar, fettreiche Samen, Früchte) über die gesamte Aktivitätszeit der Haselmaus zur Verfügung stellt (BÜCHNER 2007).
- Besonders günstige Habitate sind alte Eichenbestände mit dichten Haselnuss- und Brombeerbständen oder anderen Früchte tragenden Gehölzen im Unterstand (ebd.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Aufgrund geringer Individuendichten muss einer überlebensfähigen Population eine Größe von 20 ha geeignetem Lebensraum zur Verfügung stehen (HARTHUN 2007).
- Über das Jahr beträgt die Größe der individuellen Streifgebiete ca. 1 ha, z.T. mehr, sofern die verschiedenen Nahrungsressourcen weit auseinander liegen (nach BRIGHT & MORRIS 1996 in BÜCHNER & JUSKAITIS 2010:123).
- Zusammenhängende Wald-/Strauchstrukturen sind für die streng walddgebunden lebende Art von großer Bedeutung. Größere Lücken können eine Ausbreitungsbarriere darstellen (starke Barrierewirkung bereits ab 6 m: SCHLUND 2005; ähnlich BRIGHT 1998 in BÜCHNER & JUSKAITIS 2010:131). Nach CHANIN & GUBERT (2012:13) ist ein Habitatverbund andererseits auch über kleinere Straßen bis 12 Meter, inklusive Banketten möglich.

⁶ Entspricht einem Kreis mit einem Durchmesser von 160m.

- Neue Habitats sollten nicht weiter als 500 m von besiedelten Flächen geschaffen werden. Andernfalls kann eine Besiedlung (auch durch die offenbar weiter wandernden Jungtiere) nicht sicher / nicht kurzfristig erwartet werden (s. BÜCHNER & JUSKAITIS 2010:126 ff., dort auch andere Einzelbeobachtungen v.a. bei sich ausbreitenden (dismigrierenden) Jungtieren). Da die Tiere sich vornehmlich kletternd fortbewegen, begünstigt eine vorhandene und weitgehend lückenlose Deckung (dichtes Buschwerk und niederholzreiche Schläge) die Ansiedlung (ebd., Seite 138).

Sonstige Hinweise:

- Reine Schlehegebüsche stellen ungünstige Habitats dar (BRIGHT et al. 2008).

Maßnahmen

1. Umwandlung monoton gleichaltriger Bestände in strukturreiche ungleichaltrige Bestände (W2.1, W2.2, W3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wenig bis nicht geeignete Habitats (Waldbereiche) werden durch Anpflanzen Früchte tragender Gehölze, durch Auflichtung in strukturarmeren Bereichen, durch Förderung / Belassen von Naturverjüngung zu potenziellen Fortpflanzungs- und Ruhestätten / Haselmaushabitats entwickelt.

- Auflichten dichter Gehölzbestände
- Förderung von Unterholz und Dickichten
- Kleinkahlschläge (Flächenfreistellung) mit anschließender Sukzession

durch

- Lokales Lichtstellen, Auflichten des Kronendaches (Lochhiebe)
- Umbau von Nadelwald zu strukturreichen Laub(-Misch)waldbeständen (mosaikartige Durchforstung auf max. 2 ha [unter Verbleib von älteren Nadelbäumen, denn Nadelbaumblüten und Insekten an Nadelbäumen können ein wesentlicher Nahrungsbestandteil sein, JUSKAITIS & BÜCHNER 2013, zit. in LANG et al. 2013](#)).
- Förderung von Unterholz und Dickichten durch regelmäßiges „auf den Stock setzen“: dadurch werden die wichtigen, weil deckungs- und nahrungsreichen, frühen Sukzessionsstadien erhalten (BÜCHNER & JUSKAITIS 2010)
- Ggf. Anpflanzen von Früchte tragenden Gehölzen (Hasel, Schlehe, Weißdorn, dichtes Brombeergebüsch, Faulbaum, Holunder, Vogelkirsche, Eberesche, Eibe, Geißblatt usw.).

Die forstliche Nutzung der Flächen wird reduziert (geringere mechanische Beanspruchung, kleinräumiger Wechsel der Strukturen, idealerweise mit Mittel- und Niederwaldartigen Strukturen auf ca. 2 ha im Wechsel). Der Höhlenbaumanteil / ha wird erhöht. Sind entsprechende Gehölze in der Umgebung vorhanden, genügen Kleinkahlschläge ($\leq 0,5$ ha) mit anschließender Sukzession zur Neuschaffung von Haselmaushabitats (vgl. JUSKAITIS 2008).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Strukturarmer Wald / Gehölze angrenzend an aktuell besetzte Habitats oder zwischen aktuell besetzten Habitats
 - Der Standort sollte störungsarm sein (Befahren / Bodenverdichtung ist problematisch für die Überwinterung am Boden).
 - Es sollten gesicherte Hinweise auf einen vorhandenen Bestand der Art vorliegen.
- Ansonsten isolierte Waldflächen sollten zusammenhängend sein und eine Mindestgröße von 20 ha aufweisen (BÜCHNER 2007).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Einzelvorkommen):

- Raumbedarf (Optimierung des Lebensraumes) pro Individuum 0,5 ha (nach SCHLUND 2005:216); Individuen haben einen mittleren Aktionsraum von 0,2 ha (Weibchen) - 0,5 ha (Männchen) (sofern im räumlichen Verbund mit vorhandenen Habitaten / Vorkommen).
- Sofern Habitate räumlich separiert neu geschaffen werden sollen, muss die zusätzliche Habitatfläche mindestens 20 ha groß sein. (Auf die Vernetzung zu der möglichen Quellpopulation muss außerdem geachtet werden)
- Bei einer haselmausfreundlichen Niederwaldbewirtschaftung wechseln sich nebeneinanderliegende junge und ältere Flächen ab (s. Schemazeichnung in LANG et al. 2013; werden jahrweise aneinandergrenzende Flächen auf den Stock gesetzt, entstehen große Flächen, auf denen die Hasel zu jung ist, um zu fruktifizieren (Alter < 7 Jahre).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege der Bestände (zur Erhaltung o.g. Strukturen nach Erfordernis) **zwischen Dezember und März:**
 - Lokales Lichtstellen
 - Auffichten des Kronendaches
 - „Auf den Stock setzen“ (Umtriebszeit ca. 10-20 Jahre)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Sind nicht ausreichend Versteckstrukturen am Boden zur Überwinterung vorhanden und fehlen auch Baumhöhlen, müssen entsprechende Ruhehabitate / Überwinterungshabitate ergänzend bereitgestellt werden (vgl. die Maßnahmen „Installation von künstlichen Quartieren (Haselmauskästen / Wurfboxen)“ und „Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen“).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Innerhalb von 5 Jahren Entfaltung der vollen Wirksamkeit (COPPA 1991, JUSKAITIS 2008:3564; RUNGE et al. 2010)

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt (z.B. BRIGHT et al. 2008, BÜCHNER & JUSKAITIS 2010).
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Haselmäuse gelten unter den Bilchen als sehr anpassungsfähige Art, die Annahme geeigneter Flächen im räumlichen Zusammenhang mit nachgewiesenen Vorkommen kann angenommen werden.
- Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig vorgeschlagen (BRIGHT et al. 2008, BÜCHNER 2007, BÜCHNER & JUSKAITIS 2010, LANG et al. 2013, BÜCHNER & LANG 2014). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen vor⁷ (COPPA 1991, JUSKAITIS 2008), die Erfolgswahrscheinlichkeit wird allgemein mit hoch angegeben.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen (Quartiere)

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

~~Ein Monitoring ist nur erforderlich, sofern nicht alle genannten Parameter uneingeschränkt garantiert werden können. Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.~~

⁷ Die Dokumentation der Studien ist z.T. unvollständig.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und –außenmänteln (W4.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung eines Waldmantel–Waldsaum-Bereichs (Bereitstellung einer Pufferzone zwischen Waldinnenbestand und angrenzender Nutzung auf mindestens 30 m Breite) zwecks Neuschaffung potenzieller Fortpflanzungs- und Ruhestätten / Haselmaushabitate durch

- Lokales Lichtstellen, Auflichten des Kronendaches / Auflichten dichter Gehölzbestände im Waldrand
- Durchforstung des angrenzenden Waldbestandes bis ca. 30 m in den Bestand
- Sukzession; gezielte Förderung von Früchte tragenden Gehölzen
- Ggf. Unterpflanzen des Waldrandes mit Früchte tragenden Gehölzen (Hasel, Schlehe, Weißdorn, dichtes Brombeergebüsch, Faulbaum, Holunder, Vogelkirsche, Eberesche, Eibe, Geißblatt usw.).

Die forstliche Nutzung der Fläche wird reduziert (geringere mechanische Beanspruchung, kleinräumiger Wechsel der Strukturen). Der Höhlenbaumanteil / ha wird erhöht. Das Nahrungsangebot wird erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Strukturarmer Waldrand angrenzend an aktuell besetzte Habitate oder zwischen aktuell besetzten Habitaten.
- vorzugsweise sonnenexponierte Außen- und Innensäume, da sich insbesondere dort eine arten- und strukturreiche Strauchschicht entwickelt (s. LANG et al. 2013)

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Einzelvorkommen):

- Pro Individuum / beeinträchtigtes Revier mindestens 70 m Waldrandlänge (entsprechend der mittleren Querschnittslänge des Aktionsraumes, s.o.) (sofern im räumlichen Verbund mit vorhandenen Habitaten / Vorkommen).
- Bei der Durchforstung sind bereits vorhandene Naturverjüngungen, vorkommende Nahrungspflanzen sowie Totholz zu integrieren. Auf neu entstandenen Freiflächen, Lichtungen und entlang von Waldwegen sollte alle 70-100m Kronenkontakt zwischen einzelnen Gehölzen zur Fortbewegung der Haselmaus im Geäst bestehen (vgl. LANG et al. 2013).
- Zur Förderung der Sukzession werden die Anpflanzungen von Sträuchern und Bäumen truppweise in einem unregelmäßigen Gerüst vorgenommen, so dass sich in den Lücken konkurrenzschwache Arten etablieren können.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege der Bestände (zur Erhaltung o.g. Strukturen nach Erfordernis; im Mittel alle 10-20 Jahre zwischen Dezember und März, vgl. LANG et al. 2013) unter besonderer Berücksichtigung Förderung der Früchte tragenden Gehölze (Pflegeeingriffe)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Sind nicht ausreichend Versteckstrukturen am Boden oder in Gestalt von Baumhöhlen zur Überwinterung vorhanden, müssen entsprechende Ruhehabitate / Überwinterungshabitate ergänzend bereit gestellt werden (vgl. die Maßnahmen „Installation von künstlichen Quartieren (Haselmauskästen / Wurfboxen)“ und „Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen“).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Innerhalb von (3) 5-10 Jahren Entfaltung der vollen Wirksamkeit (je nach Rahmenbedingungen / Qualität des Ausgangsbestandes und der Pflanzung für Neupflanzung von Feldgebüsch oder Feldgehölzen auf Acker, Grünland oder Brachen).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt (z.B. BRIGHT et al. 2008, BÜCHNER & JUSKAITIS 2010), es fehlen aber vielfach Angaben zum Vorkommen und zur Verbreitung in den eingriffsbetroffenen Habitaten und deren Umgebung.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Haselmäuse gelten unter den Bilchen als anpassungsfähige Art; die Annahme geeigneter Flächen im räumlichen Zusammenhang mit nachgewiesenen Vorkommen kann angenommen werden.
- Wirksamkeitsbelege aus wissenschaftlichen Begleituntersuchungen liegen nicht vor. Die Maßnahme ist aber aus der Artökologie heraus in hohem Maß plausibel bzw. lässt sich im Analogieschluss ableiten. Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig vorgeschlagen (BRIGHT et al. 2008, BÜCHNER 2007, LANG et al. 2013, weitere in RUNGE et al. 2010, BÜCHNER & JUSKAITIS 2010, SCHLUND 2005).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) _____
erforderlich (populationsbezogen) _____
bei allen Vorkommen _____
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen _____
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten _____
Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

3. Installation von Haselmauskästen / Wurfboxen und Reisighaufen (S1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

- Exposition von Nistkästen („Haselmaus-Kästen“)
- Anlage von Totholz-Reisighaufen mit hohem Anteil an Laubstreu als Überwinterungshabitat
- In Verbindung mit: Herausnehmen ausgewählter (potenziell höhlenreicher) Bäume aus der Nutzung (Sicherung / Erhöhung des Alt-/Totholzanteils bzw. der Höhlendichte)

Ein natürlicher Mangel an Baumhöhlen für die Reproduktion bzw. bodennahen Verstecken als Überwinterungshabitat kann übergangsweise verringert werden.

Die Kastenstandorte bzw. Habitatbäume resp. die Fläche mit Reisighaufen und eine umgebende Pufferzone von 30 m sind aus der Nutzung zu nehmen (Bestandsschutz, langfristig Erhöhung der Höhlendichte).

In besonders strukturarmen Wäldern sind parallel weitere Strukturanreicherungsmaßnahmen durchzuführen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Der Standort sollte störungsarm sein (s.o.).
- Die für die Kastenexposition ausgewählten Waldflächen sollten strukturell als Nahrungshabitat geeignet sein, zusammenhängend sein und eine Mindestgröße von 20 ha aufweisen.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Individuum):

- Pro Individuum werden 5 Kästen im räumlichen Verbund angeboten (Schlafnester werden häufig nebeneinander angelegt, Haselmäuse bauen zwischen 3 und 5 Nester pro Sommer, STORCH 1978, BÜCHNER & JUSKAITIS 2010).
- Verwendung spezieller Kastentypen. Mittels bestimmter Ausführungen (z.B. Öffnung bis 25 mm) können „Fremdnutzer“ wie Garten- oder Siebenschläfer von den Kästen abgehalten werden.
- Als Winterhabitat wird pro Individuum ein Totholz-Reisighaufen angelegt.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Jährliche Reinigung der Kästen. Funktionskontrolle.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam (<5 Jahre)
- (Erste) Annahme vermutlich vornehmlich durch die Jungtiere im Herbst (Neubesiedlung) (BÜCHNER & JUSKAITIS 2010:78)

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme ist kurzfristig umsetzbar.
- Belege: Maßnahmentyp hat sich in der Literatur mittlerweile im Rahmen der „Standardmethode zur Erfassung von Haselmäusen“ (s. Monitoring Hessen, BÜCHNER et al. 2010) sowie „Forschungs- und Entwicklungsvorhaben Leistungsbeschreibungen für faunistische Untersuchungen im Zusammenhang mit landschaftsplanerischen Fachbeiträgen und Artenschutzbeitrag (ALBRECHT et al. 2014) etabliert, eine Annahme von Nistkästen kann demnach erwartet werden. Insoweit liegen auch wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen vor (s.o.).
- Unsicherheiten können resultieren, soweit nicht bekannt ist, ob die lokale Population auch Kästen annimmt bzw. ob die Kastenexposition in relevanter Weise zu einer Stärkung der lokalen Population beiträgt. Zweifel daran äußern SCHLUND (2005) und RICHARZ & HORMANN (2008); positive Berichte durch BRIGHT et al. (1990) und JUSKAITIS (2008). Dann muss die Akzeptanz der Maßnahme im Vorfeld eines Eingriffes festgestellt werden, bzw. über ein Monitoring begleitet werden (Kontrolle der Nistkästen auf Besatz. Ein populationsbezogenes Monitoring ist vor dem Hintergrund der natürlicherweise auftretenden starken Populationsschwankungen, s. u.a. SCHLUND 2005, BÜCHNER et al. 2010, methodisch problematisch).
- Nach SCHLUND (2005: 218) ist der Einsatz von Nistkästen u.U. nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme „Installation von Haselmauskästen / Wurfboxen und Reisighaufen“ eingebettet sein in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

- | | | | | | | |
|------------------------------------|-------------|-------------------------------------|---------------|--------------------------|-------------|--------------------------|
| Kenntnisstand zur Ökologie der Art | hoch | <input checked="" type="checkbox"/> | mittel | <input type="checkbox"/> | gering | <input type="checkbox"/> |
| Entwickelbarkeit der Strukturen | kurzfristig | <input checked="" type="checkbox"/> | mittelfristig | <input type="checkbox"/> | langfristig | <input type="checkbox"/> |
| Belege | hoch | <input checked="" type="checkbox"/> | mittel | <input type="checkbox"/> | gering | <input type="checkbox"/> |

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

4. Anlage von Gehölzen (zwecks Verbesserung des Habitatverbundes) (O3.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Verbesserung des Habitatverbundes durch

- Entwicklung von mehrreihigen, durchgängigen Gehölzreihen durch Neupflanzung / Verbreiterung / Verlängerung; Schließen von Lücken in vorhandenen Strukturen.
- Anpflanzen von (Früchte tragenden) Gehölzen.

Um eine lokale Population (60-80 Tiere) dauerhaft zu etablieren, sind geeignete Waldhabitats mit einer Mindestflächengröße von ca. 20 ha erforderlich (BÜCHNER 2007). Sind die (z.B. aufgrund eines Eingriffes) verbleibenden, unzerschnittenen Habitatflächen kleiner, müssen kleinere Flächen bzw. Individuenvorkommen über Vernetzungsstrukturen mit der Kernpopulation verbunden werden (s.o.).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Standorte sollten störungsarm sein.
- Strukturarme Bestände (auch Offenland) zwischen geeigneten Beständen (aktuellen Vorkommensgebieten und/oder potenziellen Habitats)
- Die zu verbindenden Waldbestände sollten nicht weiter als 500 m voneinander entfernt sein und der Gesamtbestand nicht kleiner 20 ha sein (s.o. und in RUNGE et al. 2010).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Population):

- Bei der Auswahl der Pflanzen ist auf einen ausreichenden Mix an Früchte tragenden Gehölzen zu achten (mind. 5-7 verschiedene Sträucher, BRIGHT & MACPHERSON 2002), um den Tieren über die Aktivitätsperiode von April-Oktober hinweg einen attraktiven Korridor anzubieten.
- Mehrreihige Pflanzung (bei Pflanzung mindestens 10 Gehölzreihen zur Herstellung eines waldartigen Bestandsklimas).
- Pflanzung lückenlos (im Endbestand sollen keine Lücken größer 6 Meter bestehen).
- Zielgröße für die Höhe von Gehölzen und heckenartigen Strukturen 3-4 m (BRIGHT & MACPHERSON 2002).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflege nach Erforderlichkeit.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Planung von Vernetzungskorridoren in der Feldflur müssen Konflikte mit der Bewirtschaftung (Bewirtschaftungsrichtung, Zuwegung zu den Acker- und Grünlandflächen) vermieden werden (Abstimmung).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Umsetzung der Maßnahme ist unmittelbar möglich.
- Die Entwicklung einer ausreichend geeigneten Struktur nimmt einen Zeitraum von 3-5 Jahren (je nach Größe und Qualität des Pflanzmaterials) in Anspruch.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme ist kurzfristig umsetzbar.
- Nachweise der Wirksamkeit dieser Maßnahme liegen nicht vor.
- Belege: Wissenschaftliche Nachkontrollen entsprechender Maßnahmen sind nicht bekannt (ansatzweise positiv im Zusammenhang mit dem Bau einer Grünbrücke: GEORGII 2007:21). Es liegen positive Experteneinschätzungen (BRIGHT & MACPHERSON 2002, SCHLUND 2005) auf der Basis umfangreicher Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen vor. Es gibt keine gegensätzlichen Einschätzungen.
- Nachweise im Rahmen des Risikomanagements müssen ggf. durch Nachweis von Haselmäusen im neu verbundenen, bislang nicht besiedelten Bestand oder in der Verbundstruktur erbracht werden (vgl. z.B. in GEORGII 2007:27).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen (Quartiere)

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Haselmaus stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Anlage von Fortpflanzungs- und Ruhestätten sowie als Nahrungshabitat und zur Verbesserung des Habitatverbundes zur Verfügung.

Quellen:

- Albrecht, K.; Hör, T.; Henning, F.; Töpfer-Hofmann, G.; Grünfelder, C. (2014): Leistungsbeschreibungen für faunistische Untersuchungen im Zusammenhang mit landschaftsplanerischen Fachbeiträgen und Artenschutzbeitrag. Schlussbericht 2014. ANUVA Stadt- und Landschaftsplanung. Forschungs- und Entwicklungsvorhaben FE 02.332/2011/LRB. Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). Im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. 311 S. + Anhang
- Bright, P. W., Morris, P. A. & Woods, D. (1990): Use of Nestboxes by the Dormouse *Muscardinus avellanarius*. Biological Conservation, 51, 1-13.
- Bright, P. & MacPherson, D. (2002): Hedgerow management, dormice and biodiversity. In: English Nature Research Reports, No 454, 32 Seiten.
- Bright, P.; Morris, P. & Mitchel-Jones, T. (2008): The dormouse conservation handbook. (2. Ed.). Ecology and nature Conservation. WCC/R10 (June 2008).
- Büchner, S. (2007): Die Haselmaus in Hessen. Verbreitung, Nachweismethoden und Schutzmaßnahmen. Hessen-Forst FENA, Fb Naturschutz, Gießen, 18 Seiten.
- Büchner, S., Lang, J. & Jokisch, S. (2010): Monitoring der Haselmaus *Muscardinus avellanarius* in Hessen im Rahmen der Berichtspflicht zur FFH-Richtlinie. In: Natur und Landschaft 2010 (8). Verlag W. Kohlhammer, S. 334-339.
- Büchner S. & Juskaitis, R. (2010): Die Haselmaus. Die Neue Brehm-Bücherei 670. Hohenwarsleben, Westarp Wissenschaften-Verlagsgesellschaft mbH. 181 Seiten.
- Büchner, S., Lang, J. (2014): Die Haselmaus (*Muscardinus avellanarius*) in Deutschland – Lebensräume, Schutzmaßnahmen und Forschungsbedarf. Säugetierkundliche Informationen, Jena 9 (2014): 367 – 377.
- Chanin, P. & Gubert, L. (2012): Common dormouse (*Muscardinus avellanarius*) movements in a landscape fragmented by roads. Lutra 2012 55 (1): 3-15.
- Coppa, G. (1991): Étude d'une population de muscardins (*Muscardinus avellanarius* L. 1758) dans une hêtraie en régénération du nord-est de la France. Ciconia 15(2-3). 69-88.
- Georgii, B. (2007): Rothirsch, Haselmaus, Laufkäfer & Co - Anforderungen an Verkehrswegequerungen für Wildtiere. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern. Grünbrücken. 19-26.
- Harthun, M. (2007): Große Nussjagd in Hessen - Forschungsprojekt mit Kindern zur Haselmaus. Jahrbuch Naturschutz in Hessen 11: 5-11.
- Juskaitis, R. (2008): Long-term common dormouse monitoring: effects of forest management on abundance. Biodiversity and Conservation 17 (14). 3559-3565.
- Juskaitis, R., Büchner, S. (2013): The Hazel Dormouse. NBB English Edition 2: 173 S.
- Kommission (2007): Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG. Endgültige Fassung Februar 2007. (Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43 EEC). Europäische Kommission. http://www.circa.europa.eu/Public/irc/env/species_protection/library?l=/commission_guidance/german/env-2007-00702-00-00-de-/EN_1.0_&a=d (20.07.2011). 96 pp.
- Lang, J.; Büchner S.; Ehlers, S.; Schulz, B. (2013): Kompensationsmaßnahmen für Haselmäuse im Wald. AFZ-Der Wald 10: 14-17
- Richarz, K. & Hormann, M. (2008): Nisthilfen für Vögel und andere heimische Tiere. Wiebelsheim. 296 S.
- Runge, H.; Simon, M. & Widdig, T. (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb. von: Louis, H. W.; Reich, M.; Bernotat, D.; Mayer, F.; Dohm, P.; Köstermeyer, H.; Smit-Viergutz, J. & Szeder, K.).- Hannover, Marburg.
- Schlund, W. (2005): Haselmaus *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758). In: Braun, M. & Dieterlen, F. (Hrsg.). Die Säugetiere Baden-Württembergs, 704 Seiten. Die Säugetiere Baden-Württembergs. Stuttgart.
- Schulz, B.; Ehlers, S.; Lang, J.; Büchner, S. (2012): Hazel dormice in roadside habitat. Peckiana 8: 49-55
- Storch, G. (1978): *Muscardinus avellanarius* – Haselmaus- In: Niethammer J. & F. Krapp (Hrsg.) (1978): Handbuch der Säugetiere Europas. Band 1, Rodentia I (Sciuridae, Castoridae, Gliridae, Muridae). S. 259-280.

2.12 Kleine Bartfledermaus (*Myotis mystacinus*)

Kleine Bartfledermaus *Myotis mystacinus* ID 89

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Meist Gebäude bewohnende Art in strukturreichen Landschaften mit kleineren Fließgewässern in der Nähe von Siedlungsbereichen. Sommerquartiere und Fortpflanzungsgemeinschaften von meist 20-70 Weibchen befinden sich in warmen Spaltenquartieren und Hohlräumen an und in Gebäuden, oft weit außerhalb des Waldes (NAGEL & NAGEL 1993).

Genutzt werden enge Spalten zwischen Balken und Mauerwerk, Verschalungen und Dachböden. Seltener werden Baumquartiere (z.B. Spechthöhlen, abstehende Borke) oder Nistkästen bewohnt.

Fortpflanzungsstätten sind außerdem der Partnersuche dienenden „Schwärmquartiere“, meist vor den Eingängen der Winterquartiere sowie den von Einzeltieren und Paarungsgruppen genutzten Baumhöhlen (ggf. auch Nistkästen) und Hohlräumen / Spalten von Gebäuden (u.a. gelegentlich auch an / in Jagdkanzeln).

Als FoRu wird das offensichtliche Wochenstubenquartier (Gebäude) oder, sofern Baumhöhlen zur Paarung genutzt werden, das Einzelquartier zuzügl. seinem direkten Umfeld abgegrenzt.

Ruhestätte: Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern oder anderen vorherrschend frostfreien unterirdischen Hohlräumen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (#. LANUV)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere](#) (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bevorzugte Jagdgebiete sind offene, linienhafte Strukturelemente wie Bachläufe, Waldränder, Feldgehölze und Hecken, wobei diese Art nicht so sehr an Wald und Wasser gebunden ist wie die Große Bartfledermaus (TAAKE 1984, TUPINIER & AELLEN 2001). Seltener jagen die Tiere in Laub- und Mischwäldern mit Kleingewässern sowie im Siedlungsbereich in Parks, Gärten, Viehställen und unter Straßenlaternen.
- Ausreichende Anzahl potenziell als Quartier geeigneter Strukturen meist in und an Gebäuden (Spalten, hinter Brettern, im Mauerwerk, hinter Fensterläden aber auch auf Dachböden).
- Balzquartiere der Männchen sind lt. LIEGL & LIEGL (1994, zitiert in TUPINIER & AELLEN 2001) meist in Höhlen zu finden.
- Winterquartiere sind kalte (2–8°C) Höhlen mit hoher Luftfeuchtigkeit, wo die Tiere meist einzeln freihängend oder in Spalten gezwängt überwintert (vgl. TAAKE 1984).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Beutejagd erfolgt in niedriger Höhe (1-6 m) entlang der Vegetation. Die individuellen Jagdreviere sind ca. 20 ha groß und liegen meist in einem Radius von nur wenigen Kilometern (max. 2,8 km) um die Quartiere.
- Bei den Wanderungen zwischen Sommer- und Winterquartier werden meist geringe Entfernungen unter 50 km (max. 240 km; FELDMANN 1979 zitiert in TUPINIER & AELLEN 2001) zurückgelegt.

Maßnahmen

1. Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich (FL1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Kleine Bartfledermaus präferiert tendenziell Spaltenquartiere an Gebäuden (häufiger als ihre „Große“ Schwesterart). In Baumhöhlen wird die Kleine Bartfledermaus selten angetroffen; Wochenstuben in Baumhöhlen sind in NRW nicht bekannt. Im Bezug auf die Nutzungspräferenz und die Nachweise der Vorkommen in bestimmten Quartiertypen bestehen aber regionale Unterschiede. Die einzelnen Kolonien bzw. Kolonieverbände haben mitunter stark tradierte Nutzungsgewohnheiten bezüglich der Wahl von Wald- bzw. Gebäudequartieren. Vor Ergreifen der Maßnahme muss durch Untersuchung sichergestellt sein, dass es sich um eine gebäudebewohnende Kolonie handelt.

Durch Neuschaffung von quartiergeeigneten Strukturen im Siedlungsbereich sollen Quartierverluste kompensiert werden (diese Maßnahme gilt nur für den Fall, dass bestehende Quartiere im Siedlungsbereich, beispielsweise auf Dachböden oder sonstige Spaltenquartiere verloren gehen). Möglichkeiten, Gebäudestrukturen zu erhalten, sind bei DIETZ & WEBER (2000) und REITER & ZAHN (2006) dargestellt. Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nicht allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Gebäudequartiere liegen meist nahe an Waldrändern oder sind über Leitstrukturen (z. B. Baumreihen) an Wälder angebunden (DIETZ et al. 2007, SACHANOWICZ & RUCZYNSKI 2001) und stehen zudem im Austausch mit benachbarten Baumquartieren (DENSE & RAHMEL 2002).
- Hangmöglichkeiten im Giebel von Dachböden sowie in engen Nischen / Spalten von Deckenbohlen (geeignete Spalten können zum Beispiel mittels im Abstand von 1 bis 2 cm parallel verlaufende Dachlatten geschaffen werden).
- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatureigenschaften (besont / warm bis ausgeglichen).
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die anderen konkurrierenden Arten keinen Zutritt erlauben). Bei allen Arbeiten an Gebäuden ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen nach eigenen Erfahrungen der Gutachter meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden (in Deutschland sind fledermausunverträgliche Holzschutzmittel verboten). Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz ganz zu verzichten.
 - Fledermausverträgliche Holzschutzmittel:
<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>
 - Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Entsprechend Expertenbefragungen bevorzugt die Kleine Bartfledermaus in NRW vor allem Spaltenquartiere an Gebäuden.
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in DIETZ & WEBER 2000, REITER & ZAHN 2006, LfU Bayern 2008).

- Generell: Bauarbeiten sind bei Wochenstubenquartieren von Ende August (Auflösung der Wochenstube meist bereits abgeschlossen) bis Anfang April und bei Winterquartieren von Anfang Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Weitere Optimierungsmöglichkeiten:
 - Einbau von taubensicheren Durchflugmöglichkeiten für Fledermäuse (LfU Bayern 2008) in Dach- und / oder Giebel Fenster oder Schleppgauben. Dadurch können verschlossene Dachböden zugänglich gemacht werden. Beispiele in LfU 2008: http://www.fledermaus-bayern.de/content/flidmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf.
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen durch Fledermausbretter (Schemazeichnungen des NABU Hessen): <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>.
 - Spalten als Giebelverkleidung: <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>.
 - Weitere erhältlich beim NABU Hessen, Friedenstr. 26, 35578 Wetzlar.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Es wird empfohlen, von den Fledermäusen genutzte Strukturen aus dem verloren gehenden Quartier auszubauen und für die Neugestaltung des neuen Quartiers zu nutzen).
- In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier sollte ein ggf. vorhandener Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei der Planung und Durchführung durch Art-Experten. Beratung durch erfahrene Fledermausexperten ist auf jeden Fall bei baulichen Veränderungen erforderlich.
- Werden Gebäudequartiere durch Baumaßnahmen beansprucht, sollten zunächst die Lage des Quartiers sowie die Einflugmöglichkeiten in das Quartier abgeklärt werden, sodass geprüft werden kann, ob das Quartier bzw. wesentliche Quartiereigenschaften nicht erhalten bleiben können, beispielsweise durch eine Modifikation des geplanten Umbaus bzw. der Bauausführung.
- Konflikte mit Gebäudeeigentümern / Bewohnern sind im Vorfeld zu klären / auszuräumen

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.

- Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen vor (s.o.). Es sind jedoch Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird in der Literatur als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. NLWKN 2010). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen im Einzelfall vor (GRÜTZMACHER et al. 2003). Hinweise, die den Maßnahmentyp infrage stellen, beziehen sich darauf, dass die Traditionsbindung der Fledermaus-Individuen nicht unterschätzt werden darf und der Maßnahmenerfolg insoweit ungewiss bleibt, wenn ein Quartier nicht spiegelbildlich zu den verloren gehenden Strukturen hinsichtlich der Hangplatzqualität und der Lage der Öffnungen für den Einflug hergestellt werden kann (GRÜTZMACHER et al. 2003). Die Maßnahme als solche wird aber nicht in Frage gestellt. Gegenüber der Schwesterart (Große Bartfledermaus) ist aufgrund der häufig nachgewiesenen Nutzung von Spaltenquartieren an Gebäuden die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme höher, jedoch aufgrund der Kenntnisdefizite bezüglich der Wirksamkeit dieser Maßnahme als mittel zu bewerten.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt, sofern die genannten Rahmenbedingungen gewahrt werden können. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht dagegen eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.
- ~~Aufgrund des geringen Kenntnisstandes bezüglich der Quartiernutzung bzw. der Quartierneuschaffung für die Kleinen Bartfledermaus sollte stets ein populationsbezogenes Monitoring stattfinden.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

~~Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.~~

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

(Hinweis: Zwar liegt im Einzelfall ein positiver Wirkungsbeleg vor, die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen aber Unsicherheiten.

Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann, kann die Maßnahme als besonders sinnvoll und insoweit auch als CEF-Maßnahme geeignet angesehen werden. Die Prognosesicherheit ist dann hoch.

2. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden, da sich diese meist in großen unterirdischen Gewölben, Kellern, Stollen, Höhlen o.ä. befinden, die mikroklimatische Besonderheiten aufweisen und durch eine langjährige Tradition von den Tieren genutzt werden. Die Maßnahme ist beschränkt auf (sporadische) Vorkommen von Einzeltieren und nur dann anzuwenden, wenn Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen. Traditionelle Dauerquartiere müssen stets als Einzelfall betrachtet werden. Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einsehbaren Hohlräumen verstecken können, kann der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers lediglich durch einen fachkundigen Spezialisten zuverlässig eingeschätzt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich. Gehen Winterquartiere verloren, kann Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen und der Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- vorhandene als Winterquartier genutzte Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

Vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die neuen Strukturen sollten möglichst den Verlorengehenden 1:1 entsprechen bzw. soweit möglich in Größe, Gegebenheiten etc. ähneln.
- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff.):
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten (Vergitterung)
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur
 - Wiedereröffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, DIETZ 2005, REITER & ZAHN 2006).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren.
- In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt, von Spezialisten begleitet und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.
- Es ist stets zu beachten, dass darüber hinaus meist auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sind, die möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.
- Die Beratung durch erfahrene Fledermausexperten ist bei baulichen Veränderungen erforderlich.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es sind Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden (siehe <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>).
- Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird naturschutzfachlich als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. Erhaltung von unterirdischen Schwarm- und Winterquartieren (v.a. Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern, Vermeidung von Umnutzungen und Störungen, Besucherlenkung, Erhalt und Förderung einer naturnahen Umgebung, s. <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de>)). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aber nicht vor.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht allerdings eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit. Nach Erfahrungen der Experten aus NRW ist die „Umzugswahrscheinlichkeit“ in neue Winterquartiere bei dieser Art eher gering.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann oder andere notwendige Maßnahmen (Sicherung des Zuganges) unternommen werden, können die Maßnahmen als besonders sinnvoll und insoweit als FCS-Maßnahme geeignet angesehen werden).

3. Installation von Fledermauskästen (FL2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Ersatz von Baumhöhlenquartieren einzelner Tiere (Zwischenquartiere). Durch das Ausbringen von Fledermauskästen / Flachkästen oder Brettverschalungen (an Forsthütten und Feldscheunen oder Jagdkanzeln) in Waldlebensräumen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Fledermauskästen eignen sich als Zwischenquartier / Männchenquartier (u.a. KULZER et al. 1993); lt. NAGEL & NAGEL (1993) sind die Funde in Nistkästen innerhalb des Waldes rar. Wochenstubenquartiere in Fledermauskästen sind in der Literatur nicht belegt. Da Zwischenquartiere für die Art im Allgemeinen ausreichend zur Verfügung stehen, ist die Einrichtung von Kastenrevieren für die Kleine Bartfledermaus nur ausnahmsweise sinnvoll. Diese Maßnahme dient ausschließlich zur Kompensation von Quartieren innerhalb von Wäldern. Verlustgehende Quartiere innerhalb Gebäuden können mit dieser Maßnahme nicht kompensiert werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Lage im Wald bzw. am Waldrand, möglichst in Gewässernähe, und / oder über Leitstrukturen (Hecken) an diese Lebensräume angebunden.
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen erfolgen. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Als Quartiere werden von der Kleinen Bartfledermaus nach Erfahrungswerten überwiegend Flachkästen durch Einzeltiere oder Paarungsgruppen angenommen (u.a. KULZER et al. 1993). Belege für eine Nutzung / Eignung als Wochenstubenquartier liegen bislang für Fledermauskästen im Wald nicht vor.
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (in Anlehnung an ABC-Bewertung des LANUV NRW 2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Kasten tragende Bäume sind zu markieren und dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Kästen, aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. Eine Reinigung von Flachkästen ist nicht erforderlich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤ 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Der Maßnahmentyp wird für die Kleine Bartfledermaus nicht vorgeschlagen; eine Annahme von Kästen ist nur im Ausnahmefall dokumentiert (KULZER et al. 1993, NAGEL & NAGEL 1993: 1 Indiv. über annähernd 10 Jahre trotz sehr umfangreichem Kastenangebot); wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als gering eingeschätzt.
- Lediglich als Quartierangebot für Einzeltiere oder Paarungsgruppen besteht eine gewisse Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering

4. Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und –hütten (FL2.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Anbringen von Fledermausflachkästen bzw. durch die Schaffung von Spaltenquartieren an Jagdhütten /-kanzeln, Forsthäusern oder walddnah gelegenen Feldscheunen durch zusätzliche Brettverschalungen o.ä. geeignete Strukturen, die als Versteckmöglichkeit für Fledermäuse geeignet sind, sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden und das Quartierpotenzial im Wald erhöht werden.

Diese Maßnahme ist nur als Ersatz für wegfallende Einzel- und Paarungsquartiere im Wald geeignet. Quartierverluste insbesondere von Wochenstuben im Siedlungsbereich an / in Gebäuden können mit dieser Maßnahme nicht kompensiert werden. Dieses gilt auch für den Fall, wenn sich das betroffene Gebäudequartier in unmittelbarer Waldrandlage oder im Wald selbst befindet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Anbringung der Spaltenquartiere / Flachkästen soll an Jagdkanzeln / -hütten oder in ähnlicher Weise geeigneten Gebäuden / Strukturen, die sich im Wald oder in unmittelbarer Waldrandnähe befinden, erfolgen.
- Das Anbringen der Spaltenquartiere / Kästen soll mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig) und in unterschiedlichen Höhen (je nach Voraussetzung >3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) erfolgen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Eine Anbringung von Spaltenquartieren darf grundsätzlich nicht an mobilen Jagdkanzeln durchgeführt werden.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sollte jeder Maßnahmenstandort je nach Möglichkeit und gegebener Voraussetzung jeweils mit einer Vielzahl von unterschiedlichen Variationen von Spaltenangeboten ausgestattet werden.
- In der Regel handelt es sich hierbei um angepasste Einzelanfertigungen durch Holzverschalung oder angefertigte Flachkästen aus Holz, die entsprechend geeignete Quartierspalten bereitstellen können.
- Auf Flachkästen aus Holzbeton, die kommerziell vertrieben werden, sollte bei der Maßnahmengestaltung nicht ausschließlich zurückgegriffen werden. Sinnvoll erscheint auch hier die Verwendung unterschiedlicher Typen / Modelle dieser Flachkästen, um ein angemessenes Angebot an unterschiedlichen Spaltenquartieren bereitzustellen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Maßnahmenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und im Hinblick auf eine zeitlich verzögerte Annahme der Strukturen gegenüber natürlichen Baumhöhlen / Spaltenverstecken, die die unmittelbare Funktionalität einschränken könnten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Kästen).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Diese Maßnahme eignet sich nicht für die Kompensation von verloren gehenden Gebäudequartieren.
- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).

- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤ 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind nur teilweise bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aus NRW nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise.
- Das Anbringen von Fledermausbrettern an Jagdkanzeln wird von Expertengremien allgemein empfohlen (z.B. <http://www.thueringen.de/de/tmlfun/themen/naturschutz/fledermaus/nistkaesten/content.html>, 27.07.2011). Ein wissenschaftlich begleitetes Projekt „Ersatzquartiere für Fledermäuse an Jagdkanzeln“ fand in Österreich statt (KFFÖ 2010) (s. <http://www.netzwerk-naturschutz-le.at/projekte/select.php?id=121>). Das Projekt ist abgeschlossen, erste wissenschaftliche Ergebnisse belegen eine Annahme der Spaltenquartiere durch Einzeltiere bereits nach wenigen Wochen / Monaten. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund als gegeben eingeschätzt (mittel); es besteht eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

5. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bartfledermäuse jagen meist in einem Radius von nur wenigen hundert Metern (wenige Kilometer) um das Quartier. Die Jagdgebiete werden entlang von linearen Strukturen (Baumreihen, Waldränder und andere linienhafte Strukturen) aufgesucht und bejagt (LIMPENS et al. 1997).

Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden (SWIFT 1997) bzw. darstellen. Durch das Schließen von (größeren) Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt.

Eine besondere Attraktivität für Bartfledermäuse haben hierbei Gehölzstrukturen in Gewässernähe, wie z.B. Galeriewälder an Fließgewässern oder Gehölzbestände am Uferbereich von Seen und Teichen sowie Auwaldbereiche, die häufig von Bartfledermäusen als Jagdhabitat genutzt werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.
- Der Fokus dieser Maßnahme liegt auf der Schaffung von Gewässer begleitenden Strukturen (Galeriewälder), welche sowohl als Leitstrukturen als auch als Jagdhabitate genutzt werden können, wenn diese fehlen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils eine(n) Flugweg / verloren gehende Struktur muss ein(e) neue(r) im Umfeld der Kolonie / Wochenstube als Leitstruktur und Jagdhabitat entwickelt werden. Ein räumlich-funktionaler Zusammenhang ist aufgrund der relativ geringen Aktionsräume bis max. 2 km möglich.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegereingriffe (s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind breitere Zufahrten (>10 m) im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) bzw. sofern Ersatzstrukturen die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist das Pflanzgut im Einzelfall auszuwählen und es sind schnellwüchsige Arten zu bevorzugen, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, um somit eine Leitstruktur für Fledermäuse zeitnah entwickeln zu können. Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte, und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig (1-5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (Nachweise Struktur gebundener Fledermausarten an 2-3 m hohen neuen Heckenstrukturen im Zuge wissenschaftlicher Nachkontrollen an der A 17 bei Dresden; NACHTaktiv / SWILD 2007).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt (bevorzugte Nutzung von Gehölzstrukturen, insbesondere, wenn diese sich in Gewässernähe bzw. entlang von Fließgewässern befinden).
- Wissenschaftliche Belege existieren nur mittelbar bzw. in der grauen Literatur. Die Plausibilität der Maßnahme wird wegen der starken Strukturbindung der Art von den Experten als hoch eingestuft. Zudem ist eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

6. Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmängeln (Verdichten von Waldrändern) (W4.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Erhöhung des Anteils strukturreicher Grenzlinien.

Da gerne Jagdgebiete an strukturreichen Waldrändern aufgesucht werden (LIMPENS et al. 1997), aber auch innerhalb des Waldes befindliche Wegenetze, Bachläufe (usw.) gute Jagdhabitats ausbilden, ist die Anlage von strukturierten Waldinnen- und Waldaußenmängeln auch für die Kleine Bartfledermaus von Vorteil, da lt. EKMAN & DE JONG 1996 (mit Bezug zur Gr. Bartfledermaus und Weiteren) der Strukturreichtum und damit verbundene Insektenreichtum vor allem an inneren und äußeren Grenzlinien im Wald gegeben ist.

Hinweis: Wegen der Flexibilität der Kleinen Bartfledermaus bezüglich der Nahrungshabitats sind diese nur in Ausnahmefällen bestandslimitierend.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Möglichst südexponierte, warme Randlagen (Insektenreichtum).
- Wenn möglich, direkte Anbindung an andere potenzielle Nahrungshabitats wie strukturreiche Siedlungsumgebung mit Hecken, Bachläufen usw.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte (subjektive fachliche Einschätzung): Als Faustwert kann als eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes eine Erhöhung der Grenzlinienlänge / -dichte um 10% angesehen werden.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitats entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Waldrandpflege alle 5–10 Jahre (Offenhaltung, ggf. waldbauliche Eingriffe bei ungünstiger Entwicklung oder Dominanz unerwünschter Arten).
- Waldinnenränder: Die Maßnahmen müssen v.a. darauf ausgerichtet werden, den Waldrand / die Schneise als Flugraum zu erhalten (vgl. ASCHHOFF et al. 2006). Hierzu müssen die Freiflächen mindestens mit einer Breite von ≥ 5 m angelegt werden unter Berücksichtigung des Flugverhaltens der Art einerseits und geringer Pflegebedürftigkeit andererseits.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig umsetzbar.
- In stark vergrasteten, windexponierten Beständen kann es schwierig sein, entsprechende Strukturen, z.B. durch Unterpflanzung, zu entwickeln.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurz- bis mittelfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Wissenschaftliche Nachkontrolluntersuchungen liegen nicht vor. Von einer Eignung zur Herstellung von günstigen Nahrungshabitaten für die Art wird im Analogieschluss entsprechend der Habitatansprüche grundsätzlich ausgegangen. Entsprechende Maßnahmen werden von Experten nicht artbezogen (jedoch für die Artengruppe allgemein) empfohlen.
- Nach Experteneinschätzung ist die Kleine Bartfledermaus in NRW deutlich stärker an Wälder gebunden, als die Große Bartfledermaus. Die hier beschriebene Maßnahme wird daher als möglicherweise erfolgreiche und sinnvolle Ergänzung für die Kleine Bartfledermaus angesehen, besitzt aber im Vergleich zu anderen Maßnahmen eine nur geringe Priorität. Die Maßnahme ist nur in Sonderfällen anzuwenden.
- Die Plausibilität der Maßnahme wird als mittel eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme nicht herstellbar ist (insoweit ist auch der Maßnahmenenerfolg nicht eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

7. Strukturanreicherung von Wäldern, Anlage / Optimierung von Gewässern (W6.1, W2.5, W2.1, W1.1, W5.2, W5.3, G1, G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten durch ~~waldbauliche Maßnahmen (siehe die separaten Maßnahmenbeschreibungen):~~

- Anlage oder Optimierung von Stillgewässern; Extensivierung von Fischteichen (Nutzungsaufgabe, Reduzierung des Fischbesatzes, da hoher Fischbesatz zu reduzierter Insektdichte führt: EBENAU 1995).
- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
- Auflichten von dichten Beständen
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen. Hinweis: Wegen der Flexibilität der Art bezüglich der Nahrungshabitate sind diese nur in Ausnahmefällen bestandslimitierend.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Keine bis geringe Anforderungen bzw. je nach Maßnahme in Abhängigkeit zum Beispiel von der Wasserverfügbarkeit oder Entwicklungsfähigkeit der Ausgangsbestände.
- Bei Gewässern sind diese vorzugsweise innerhalb oder am Rand von geeigneten Wäldern anzulegen. Bei Anlage von Gewässern im Offenland ist auf eine geeignete Anbindung über Gehölzstrukturen zu achten.
- Vor dem Hintergrund, dass die Art als besonders empfindlich gegenüber Barrieren und gegenüber Kollisionen gilt, sollten Nahrungshabitate und Quartierhabitate zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Bei Gewässern kann ggf. berücksichtigt werden, dass diese in der Regel eine höhere Insektenschlupfrate aufweisen als grundwasserferne Wälder und andere Standorte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Kleine Bartfledermaus nicht ohne weiteres herstellbar ist und artbezogen auch nicht belegt ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig: Anlage / Optimierung von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue / optimierte Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach kurzer Zeit aufgesucht und bejagt.
- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auflichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitate werden durch die Auflichtung erst bejagbar. Allzu dichte (Jung-)Bestände werden dagegen von den Waldfledermäusen nicht bejagt (u.a. KLENKE et al. 2006).
- Kurzfristig / unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Mittel- bis langfristig / unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurz- bis mittelfristig, seltener nur langfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Kleine Bartfledermaus ist nach Experteneinschätzung in NRW im Bezug auf die Nutzung als Nahrungshabitat tendenziell stärker an Wälder und Waldrandbereiche gebunden, im Gegensatz zu ihrer Schwesterart, der Großen Bartfledermaus, die zwar ähnliche Strukturen nutzt, aber zusätzlich eine Gewässernähe präferiert.
- Wiss. Nachkontrolluntersuchungen liegen nicht vor. Von einer Eignung zur Herstellung von günstigen Nahrungshabitaten für die Art wird im Analogieschluss entsprechend der Habitatansprüche grundsätzlich ausgegangen.

- Die Plausibilität der Maßnahme wird als mittel eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme nicht herstellbar ist (insoweit ist auch der Maßnahmenerfolg nicht eindeutig feststellbar).
- Im Allgemeinen sind speziell für die Kleine Bartfledermaus keine Maßnahmen zur Herstellung spezifischer Nahrungshabitate erforderlich. Die Art profitiert ggf. von generellen Maßnahmen zur Förderung von Jagdhabitaten für Fledermäuse. Wenn Nahrungshabitate der Kleinen Bartfledermaus von einem Eingriff im großen Umfang betroffen sind, erscheint lt. Experteneinschätzung die hier beschriebene Maßnahme, insbesondere die Anlage von Gewässern, mittels derer die Dichte an Nahrungsinsekten deutlich und kurzfristig erhöht werden kann, sinnvoll.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (nicht empfohlen; im Einzelfall jedoch hoch bis mittel, je nach Maßnahmen-Subtyp)

Fazit: Für die synanthrope Kleine Bartfledermaus stehen keine kurzfristig wirksamen Maßnahmentypen zur Neuschaffung von Quartieren zur Verfügung, Sanierungsmaßnahmen können kurzfristig wirksam sein.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme „Erweiterung des Quartierangebots im Siedlungsbereich“ ist für diese überwiegend gebäudebewohnende Art vorrangig; die Schaffung von Quartierpotenzial im Wald („Ausbringen von Fledermauskästen“ und „Anlage von Spaltenquartieren“) hat aufgrund der sehr seltenen Annahme dieser Quartiere und der geringen funktionalen Bedeutung entsprechender Quartiere für die Art eine geringe Priorität.

Da die Kleine Bartfledermaus lineare Strukturen als Leitstrukturen und Jagdhabitat nutzt, ist die Maßnahme „Anlage von Gehölzstrukturen“ prioritär.

Aschoff, T.; Holderied, M.; Marckmann, U.; Runkel, V. (2006): Forstliche Maßnahmen zur Verbesserung von Jagdlebensräumen von Fledermäusen. Abschlussbericht für die Vorlage bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. <http://www.dbu.de/PDF-Files/A-22437.pdf>. 20.10.08, 70 pp.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Dense, C. & Rahmel, U. (2002): Untersuchungen zur Habitatnutzung der Großen Bartfledermaus (*Myotis brandtii*) im nordwestlichen Niedersachsen. – In: Meschede, A., Heller, K.-G. & Boye, P. (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. – Münster (Landwirtschaftsverlag) Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71: 51-68.

Dietz, M (2005): Fledermäuse schützen – Berücksichtigung des Fledermausschutzes bei der Sanierung von Natursteinbrücken und Wasserdurchlässen. Innenministerium Baden-Württemberg. 40S.

Dietz, C.; Helversen, O. V; Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas: Biologie- Kennzeichen - Gefährdung. – Stuttgart (Kosmos), 399 S.

Dietz, M.; Weber, M. (2000): Baubuch Fledermäuse. Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Arbeitskreis Wildbiologie an der Universität Gießen (Hrsg.). 228 S. + Kopiervorlagen. Auszugsweise: NABU Hessen.

Ekman, M.; de Jong, J. (1996): Local patterns of distribution and resource utilization of four bat species (*Myotis brandtii*, *Eptesicus nilsoni*, *Plecotus auritus* and *Pipistrelle pipistrellus*) in patchy and continuous environments. J. Zool. 238. 571-580.

Ebenau, C. (1995): Ergebnisse telemetrischer Untersuchungen an Wasserfledermäusen (*Myotis daubentoni*) in Mülheim an der Ruhr. - In: *Nyctalus* (N.F.) 5 (5): 379 – 394.

Grützmaker, U.; Kretschmer, M.; Haensel, J. (2003): Rückkehr nach Dachrekonstruktion Wochenstubenquartier der Großen Bartfledermäuse (*Myotis brandtii*) in Julianenhof (Naturpark Märkische Schweiz) wieder besetzt! *Nyctalus* N.F. 9(2) pp. 173-180.

Klenke, R.; Biedermann, M.; Keller, M.; Lämmel, D.; Schorcht, W.; Tschierschke, A.; Zillmann, F.; Neubert, F. (2004): Habitatsprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 38, pp. 102-110.

Kulzer, E., Lindeiner-Wildau, A.; Wolters, I.-M. (1993): Säugetiere im Naturpark Schönbuch Beih. Veröff. F. Naturschutz und Landschaftspflege Baden Württemberg 71.

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf.

LfU Bayern (2008): Fledermausquartiere an Gebäuden. Erkennen, erhalten, gestalten. Hrsg. Bayrisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg. http://www.fledermaus-bayern.de/content/flmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebäude-lfu.

Limpens, H.; Mostert, K.; Bongers, W. (1997): Atlas van de Nederlandse vleermuizen onderzoek naar verpreiding en ecologie. – KNNV Uitgeverij: 260 S.

Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M.; Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).

NACHTaktiv / SWILD (2007): Monitoring der Fledermausschutzmaßnahmen an der BAB A 17 Dresden – Grenze D /CZ. Im Auftrag der DEGES. Unveröff.

Nagel, A.; Nagel, R. (1993): Ansiedlung von Fledermäusen in Fledermauskästen. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 75: 113 – 131.

NLWKN (2010): Vollzugshinweise für Arten und Lebensraumtypen: Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen, Teil 3: Säugetierarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen (Stand Juli 2010, Entwurf). http://www.nlwkn.niedersachsen.de/ps/tools/download.php?file=/live/institution/dms/mand_26/psfile/docfile/30/C_VZH_S_u4eb7f543f1198.zip&name=Vollzugshinweise_C_-_Saeugetiere_PDF_November_2011_&disposition=attachment

Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. INTERREG IIIB Lebensraumvernetzung.

Sachanowicz, K. & Ruczyński, I. (2001): Summer roost sites of *Myotis brandtii* (Chiroptera, Vespertilionidae) in Eastern Poland. – *Mammalia* 65: 531-535.

Swift, S.-M. (1997): The use of flyways by bats in Scotland. *Scottish Bats* 4: S. 36 – 37.

Taake, K.-H. (1984): Strukturelle Unterschiede zwischen den Sommerhabitaten von Kleiner und Großer Bartfledermaus (*Myotis mystacinus* und *M. brandtii*) in Westfalen. *Nyctalus* N.F. 2(1). 16-32.

Tupinier, Y.; Aellen, V. (2001): *Myotis mystacinus* (Kuhl, 1817) – Kleine Bartfledermaus. In: Niethammer, J. & F. Krapp (Hrsg.): *Handbuch der Säugetiere Europas* S. 321 – 344.

Internetquellen:

<http://www.fledermausschutz.ch/DOWNLOAD/PDF/Holzschutzmittelliste.pdf>

<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>

<http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>

<http://www.netzwerk-naturschutz-le.at/projekte/select.php?id=121>

<http://www.thueringen.de/de/tmfun/themen/naturschutz/fledermaus/nistkaesten/content.htm>

2.13 Kleiner Abendsegler (*Nyctalus leisleri*)

Kleiner Abendsegler *Nyctalus leisleri* ID 90

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Baumhöhlen (Specht-, Fäulnishöhlen, größere Spalten) überwiegend in (Laub)Wäldern, seltener Spaltenquartiere an Gebäuden, die als Wochenstuben- oder Paarungsquartier genutzt werden. Wochenstubenkolonien nutzen mehrere Quartiere im Verbund.

Ruhestätte: In NRW in der Regel nicht ausgeprägt: Die Überwinterungsgebiete des Kleinen Abendseglers als fernwandernde Art (s.u.) werden vor allem außerhalb von Deutschland vermutet. Es werden überwiegend Baumhöhlen und Spaltenquartiere an und in Bäumen als Winterquartier oder sonstige Ruhestätte (Zwischenquartier) genutzt. Seltener werden überirdische Spaltenquartiere und Hohlräume an und in Gebäuden sowie Felsspaltenquartiere aufgesucht.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere](#) (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Baumhöhlen (Specht-, Fäulnishöhlen, größere Spalten) überwiegend in (Laub)Wäldern, seltener aber auch Spaltenquartiere an Gebäuden als Fortpflanzungsstätten (Wochenstuben-, Paarungsquartiere) (u.a. SCHORCHT 1994, FUHRMANN et al. 2002, FRANK 1997).
- Hohe Anzahl an natürlich vorkommenden Höhlen im Aktionsraum. Wochenstubenverbände wechseln ihre Quartiere teilweise täglich bzw. die Zusammensetzung der Wochenstuben wechselt fast täglich, da die Individuen im Jahresverlauf viele verschiedene Quartiere nutzen (bis zu 50 lt. MESCHÉDE & HELLER 2000, SCHORCHT 1994, HEISE 1989).
- Als Jagdgebiete bevorzugt die Art wald- und strukturreiche Parklandschaften sowie offene Lebensräume, die einen hindernisfreien Flug ermöglichen.
- In Höhen von meist über 10 m jagen die Tiere zum einen in Wäldern, wo sie an Lichtungen, Kahlschlägen, Waldrändern und Wegen jagen. Außerdem werden Offenlandlebensräume wie Grünländer, Hecken, Gewässer und beleuchtete Plätze im Siedlungsbereich aufgesucht.
- Es werden Waldgebiete mit zumindest anteilig strukturreich aufgebauten Laub- und Mischwaldbeständen (u.a. Buchen-, Eichenwälder, Au- und Hangwälder sowie unterwuchsreiche Kiefernforste) und Altbaumbestände besiedelt (BRAUN & HÄUSSLER 2003)

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Kleine Abendsegler jagen im freien Luftraum in einer großen Höhe. Die individuellen Aktionsräume sind 2-18 km² groß, wobei die einzelnen Jagdgebiete, welche lt. HARBUSCH et al. (2002) rasch gewechselt werden, 1-9 (max. 17) km weit vom Quartier entfernt sein können.
- Als Fernstreckenwanderer legt der Kleine Abendsegler bei seinen saisonalen Wanderungen zwischen Reproduktions- und Überwinterungsgebieten große Entfernungen von 400-1.600 km zurück (OHLENDORF et al. 2001). Die Art ist vergleichsweise ortstreu und sucht traditionell genutzte Sommerquartiere auf.

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden.

Zur langfristigen Sicherung des Quartierstandorts muss der umliegende Wald aus der regulären forstlichen Nutzung genommen werden. Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder), sodass sich eine ausreichende Anzahl an natürlichen Baumhöhlen entwickeln kann.

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitats im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als Maßnahmenstandort eignen sich größere Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Die Standortverhältnisse müssen sich an den Verhältnissen der verloren gegangenen Quartiere orientieren (Struktur, Belaubungsgrad, Alter des Bestandes etc). Bevorzugt werden lichte Wälder oder aufgelichtete Standorte (ggf. Windwurfflächen) in älteren Wäldern, die ausreichend Entwicklungspotenzial haben, um mittel- bis langfristig auch Qualitäten als Quartierwald mit dem entsprechenden natürlichen Höhlenpotenzial zu entwickeln. Keine Ausbringung von Kästen in dichten Beständen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (in Anlehnung an ABC-Bewertung der LANUV NRW, 2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen erfolgen. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3-4 m) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).
- Als Quartiere werden nach Erfahrungswerten u.a. Rundkastentypen angenommen (Fledermaushöhle 2 F und 2FN und Großraumhöhle 2FS - Fa. Schwegler, Fledermaushöhle FLH - Fa. Hasselfeldt, Koloniekasten – Fa. Strobel) (u.a. DIETRICH 1998, DIETRICH & DIETRICH 1991, FUHRMANN 1992, POMMERANZ et al. 2004, SCHWARTING 1990, 1994).
 - Lt. SCHORCHT (zitiert in MESCHÉDE & HELLER 2000) sind die meist besuchten Kastentypen im südhüringischen Werratal geräumige Flachkästen.
 - Regelmäßig werden jedoch auch Fledermaushöhlen mit doppelter Vorderwand und Fledermaushöhlen des Typ 2FN (beide Fa. Schwegler) angenommen.
- Kasten tragende Bäume sind zu markieren und dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

- Orientierungswerte pro Quartierverlust: pro Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Die Maßnahme kann u.U. über die aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss) kurzfristig unterstützt werden.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤ 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird häufig vorgeschlagen bzw. dokumentiert (s.o.). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Nach Angaben der Experten aus NRW ist der Kleine Abendsegler bezüglich seiner Quartierwahl flexibel (Pionierart). Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008).
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (W1.1, W5.2, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / waldbauliche Maßnahmen:

- Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >30cm, 10 Bäume / ha), wobei nicht nur Einzelbäume, sondern eher größere Flächen zur Anlage eines Pufferbereiches um die Einzelbäume aus der Nutzung genommen werden sollen.
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz, Nutzungsverzicht als „Altholzinseln“.
- Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).
- U.U. flankierend aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte, ggf. feuchte Laub(Misch)-Altholzbestände, Auwälder sowie Waldrandbereiche anzusehen. Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insektdichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes.
- Auch ist Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Paarungsquartiere liegen lt. OHLENDORF & OHLENDORF (1998) auf exponierten Hügel- und Bergkuppen meist an Waldinnenkanten oder an Lichtungen, wo die Fledermäuse im Umkreis von 300 m eine ausreichende Fläche inkl. Waldschneisen, Waldkanten usw. als Patrouillenwege zwecks ihrer Balzflüge auffinden. Günstig ist dementsprechend die Ausführung dieser Maßnahme an solchen exponierten Stellen, vor allem wenn das betroffene Gebiet inmitten der Herbstflugroute liegt.
- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden.
- Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden.

- Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum, als auch den Insektenreichtum fördern. Am besten
 - alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten Schwarzspecht, Mittelspecht, Grau- und Grünspecht.
 - Maßnahmen zur Schaffung dauerhaft totholzreicher optimaler Waldstrukturen durch Förderung mäßig lichter, stellenweise besonnter Waldbereiche (Durchforstung).

Die Maßnahmen / Maßnahmenflächen sind geeignet, wenn sie folgende Umsetzung auf denselben Flächen oder eng räumlich benachbart erlauben:

- Erhalt einer ausreichenden Dichte von Höhlenbäumen (>8-10 / ha) (MESCHEDE & HELLER 2000, FRANK 1997).
- Erhöhung des Anteils sehr alter Eichen (wenn vorhanden) (Optimalphase >(120) 140 Jahre – 250 Jahre) und Buchen (z.B. durch Schaffung nutzungsfreier Waldbestände / Einzelbäume oder Heraufsetzung des Endnutzungsalters).
- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann zur Förderung besonnter Flächen eine geringe Auflichtung durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 %) (in Anlehnung an GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991:1215).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Flächen / Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >20cm, 10 Bäume / ha.
- Unbekannt: Aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss, baumchirurgische Maßnahmen).
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.
- Langfristig: Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurz- bis mittelfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung (Zunahme der Habitatqualität und –menge) eher mittel- bis langfristig zu erwarten.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise. Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen als hoch eingestuft. Die Maßnahmen entsprechen den allgemeinen Empfehlungen in der Literatur (u.a. RICHARZ 1997: 299; MESCHEDE et al. 2002).
- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittel-, langfristig oder unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.
- Der Nutzungsverzicht, d.h. Sicherung bereits vorhandenen günstigen Potenzials, soll als Ergänzung / in Kombination mit weiteren (vorgezogen möglichen) CEF-Maßnahmen durchgeführt werden.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch bis mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp)

3. Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Sommerquartier (FL1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Anlage von Spalten / Hohlräumen als Hangplätze in störungsarmer Umgebung sollen Quartierverluste kompensiert werden. Die Schaffung eines Quartierangebots an Gebäuden ist für den Kleinen Abendsegler vorzugsweise an großen Gebäuden (Fabrikgebäude, Schornsteine, Hochhäuser) vorzusehen. Durch die Maßnahme wird ein Quartierangebot für Fledermäuse entweder durch die Schaffung von Hohlräumen entwickelt oder der Zugang zu bestehenden Hohlräumen geschaffen. Entwicklung von neuen Quartierstrukturen:

- Anbringung von Verschalungen, Flachkästen, Fassadenkästen.
- Anlage von spaltenreichen Strukturen an Wänden / Mauern / Löchern in Hohlblockwänden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Möglichst in direkter Umgebung zu verloren gehenden Strukturen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Maßnahme muss möglichst 1:1 dem verloren gehenden Quartier entsprechen.
- Maßnahme ist nur geeignet bei der Zerstörung nur eines (lokalen) Quartiers, nicht bei der Beeinträchtigung des Quartierverbundes.
- Aufgrund der jeweils sehr unterschiedlichen Bedingungen (Lage der Maßnahme, Besonnung etc.) ist die Maßnahmendurchführung stets eine Einzelfallentscheidung. Somit muss die Planung und Umsetzung bei besonderen Vorkommen von ortskundigen Experten begleitet werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Gutachternvorschlag: pro Verlust eines Quartiers muss mindestens die fünffache Menge an Angebot geschaffen werden. Dieser Orientierungswert (fachliche Einschätzung) ist plausibel unter dem Aspekt, dass durch ein höheres Angebot die Wahrscheinlichkeit des Auffindens und die Wahlmöglichkeit unter verschiedenen Angeboten die Akzeptanz steigert.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Vorrichtungen sind alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. Weitere Unterhaltungsmaßnahmen sind nicht erforderlich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die einzelnen Kolonien bzw. Kolonieverbände haben mitunter starke Nutzungsgewohnheiten bezüglich der Wahl von Wald- bzw. Gebäudequartieren. Vor Ergreifen der Maßnahme muss durch eine Untersuchung sichergestellt sein, dass es sich um eine gebäudebewohnende Kolonie handelt.
- Werden Gebäudequartiere durch Baumaßnahmen beansprucht, sollten zunächst die Lage des Quartiers sowie die Einflugmöglichkeiten in das Quartier abgeklärt werden, sodass geprüft werden kann, ob das Quartier bzw. wesentliche Quartiereigenschaften nicht erhalten bleiben können, beispielsweise durch eine Modifikation des geplanten Umbaus bzw. der Bauausführung.
- Konflikte mit Gebäudeeigentümern / Bewohnern sind im Vorfeld zu klären / auszuräumen.
- Gebäudequartiere dieser Art in NRW sind lt. Angaben der Experten sehr selten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen bislang nicht vor, jedoch existieren keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der fehlenden positiven Nachweise als mittel eingestuft.
- Aufgrund der Seltenheit von Gebäudequartieren des Kleinen Abendseglers in NRW ist diese Maßnahme stets als Einzelfall zu betrachten.
- Daher besteht eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

4. Strukturanreicherung von Wäldern (W6.1, W2.5, W2.1, W3.1, G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten durch waldbauliche Maßnahmen (siehe die separaten Maßnahmenbeschreibungen):

- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
- Auflichten von dichten Beständen
- Anlage von Stillgewässern
- Anlage von Schneisen im Wald

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen. Hinweis: Wegen der Flexibilität der Art bezüglich der Nahrungshabitate sind diese nur in Ausnahmefällen bestandslimitierend.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Keine bzw. je nach Maßnahme in Abhängigkeit zum Beispiel von der Wasserverfügbarkeit.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Habitatanforderungen hinsichtlich Qualität und Menge sind unspezifisch bzw. deckungsgleich mit den generell für den Fledermausschutz angegebenen Anforderungen (u.a. BOYE & DIETZ 2005, MESCHEDE & HELLER 2000).
 - Aufgrund des Jagdverhaltens (entlang von Blößen, Lichtungen, Waldrändern, Waldwegen oder Waldschneisen) profitiert die Art besonders von der Entwicklung der Wälder durch Anlage von Schneisen und Blößen / artenreichen Waldinnenrändern (vgl. MESCHEDE & HELLER 2000).
- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Auch die Bewertungsklassen nach der ABC-Bewertung (LANUV NRW, FB 24/Artenschutz, Kartierungsmatrix *N. leisleri*, 02/2010) enthalten diesbezüglich keine konkreten Sollwerte.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig: Schaffung von Schneisen und Waldlichtungen als Jagdreviere.
- Kurzfristig: Anlage von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach kurzer Zeit aufgesucht und bejagt (pers. Mitt. J. LÜTTMANN).
- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auflichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitate werden durch die Auflichtung erst bejagbar. Allzu dichte (Jung-)Bestände werden dagegen nicht bejagt (u.a. KLENKE et al. 2004).
- Kurzfristig / unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurz- bis mittelfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung (und die entsprechende Zunahme der Habitateignung) eher langfristig zu erwarten.
- Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art. Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen als hoch eingestuft. Von einer Eignung zur Herstellung von Nahrungshabitaten wird im Analogieschluss ausgegangen. Die Maßnahmen entsprechen den zumeist auf den allgemeinen Fledermausschutz gerichteten Empfehlungen in der Literatur (u.a. RICHARZ 1997: 299; MESCHÉDE & HELLER 2000, BOYE & DIETZ 2005, SMITH & RACEY 2002). Die Plausibilität der Maßnahme wird wegen fehlender Nachweise und weil eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und der Maßnahme nicht herstellbar ist (insoweit ist auch der Maßnahmenerfolg nicht eindeutig feststellbar) als mittel eingestuft.
- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als langfristig / unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (ggf. auch hoch, je nach Maßnahmen-Subtyp)

Fazit: Für den Kleinen Abendsegler stehen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Sicherstellung eines ausreichenden Quartierangebotes zur Verfügung. Auch ist es durch Strukturanreicherung in Wäldern möglich, Nahrungshabitate für die Art bereitzustellen bzw. aufzuwerten.

Angaben zur Priorität:

Aufgrund der nachweislich schnellen und dauerhaften Annahme von Fledermauskästen durch diese Art besitzt die Maßnahme Anbringen von Fledermauskästen in Kombination mit der Entwicklung und Förderung von Baumquartieren durch langfristige Sicherung eines natürlichen Baumhöhlenangebotes mittels Nutzungsverzicht eine hohe Priorität. Maßnahmen zur Schaffung von Nahrungshabitaten sind in NRW derzeit nachrangig.

Quellen:

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Boye, P.; Dietz, M; BCT / (Hrsg.) (2005): Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports 661. English Nature. Peterborough. ISSN 0967-876X. 89 pp.

Braun, M.; Häussler, U. (2003): Kleiner Abendsegler, *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817). – In: Braun, M.; Dieterlen, F. (Hrsg.): Die Säugetiere Baden-Württembergs: 623-633; Stuttgart (E. Ulmer).

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf. Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft; http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf 134 S.

Dietrich J.; Dietrich H. (1991): Untersuchungen an baumlebenden Fledermäusen im Kreis Plön. - *Nyctalus* 4(2): 153-167.

Dietrich, H. (1998): Zum Einsatz von Holzbeton-Großhöhlen für waldbewohnende Fledermäuse und zur Bestandsentwicklung der Chiropteren in einem schleswig-holsteinischen Revier nach 30-jährigen Erfahrungen. *Nyctalus* 6 (5): 456-467.

- Frank, R (1997): zur Dynamik der Nutzung von Baumhöhlen durch ihre Erbauer und Folgenutzer am Beispiel des Philosophenwaldes in Gießen an der Lahn. Vogel und Umwelt. Heft 9:59-84.
- Fuhrmann, M. (1992): Artenschutzprojekt Fledermäuse in Rheinland pfalz, Schwerpunktprogramm (1.1) „Fledermausarten der Rheinaue“. – unveröff. Gutachten des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland Pfalz.
- Fuhrmann, M.; Schreiber, C.; Tauchert, J. (2002): Telemetrische Untersuchungen an Bechsteinfledermäusen (*Myotis bechsteinii*) und Kleinen Abendseglern (*Nyctalus leisleri*) im Oberurseler Stadtwald und Umgebung (Hochtaunuskreis). In: Meschede, A.; Heller, K.-G.; Boye, P. (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71: 131–140.
- Glutz von Blotzheim, U.N.; Bauer, K.M. (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag. Wiesbaden. CD-Ausgabe.
- Harbusch, C.; Meyer, M.; Summkeller, R. (2002): Untersuchungen zur Jagdhabitatwahl des Kleinabendseglers (*Nyctalus leisleri* Kuhl, 1817) im Saarland. In: Meschede, A.; Heller, K.G.; Boye, P. (Hrsg.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern. Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71.
- Heise, G. (1989): Ergebnisse reproduktionsbiologischer Untersuchungen an *Nyctalus noctula* in der Uckermark. Heidecke, D.; Stubbe, M. (Hrsgg.): Populationsökologie von Fledermausarten. Teil 2. Halle. Wiss. Beitr. Univ. Halle 20 (P 36): 201-202.
- Klenke, R.; Biedermann, M.; Keller, M.; Lämmel, D.; Schorcht, W.; Tschierschke, A.; Zillmann, F.; Neubert, F. (2004): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 38, pp. 102-110.
- LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf.
- Meschede, A.; Heller K.-G. (2000): F&E-Vorhaben des BfN: Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.
- Meschede, A., Heller K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66.
- Meschede, A.; Heller, K.-G.; Boye, P. (2002): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 71. Bonn - Bad Godesberg.
- Ohlendorf, B.; Ohlendorf, L. (1998): Zur Wahl der Paarungsquartiere und zur Struktur der Haremsgesellschaften des Kleinabendseglers (*Nyctalus leisleri*) in Sachsen-Anhalt. *Nyctalus* N.F. 6: 476-491.
- Ohlendorf, B.; Hecht, B.; Strassburg, D.; Theiler, A.; Agirre-Mendi, P. T. (2001): Bedeutende Migrationsleistung eines markierten Kleinabendseglers (*Nyctalus leisleri*): Deutschland-Spanien-Deutschland. *Nyctalus* 8: 60–64.
- Pommeranz, H.; Triebel, D.; Hermanns, U.; Matthes, H.; John, M. (2004): Untersuchung von Fledermausvorkommen auf dem Gelände des Zentrums für Nervenheilkunde Rostock Gehlsheim unter besonderer Berücksichtigung der geplanten Umgestaltung des Gehölzbestandes. Gutachten im Auftrag des Betriebes für Bau und Liegenschaften.
- Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse - Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus* (N.F.), Berlin 6(3). 289-303.
- Schorcht, W. (1994): Beobachtungen zur Ökologie des kleinen Abendseglers in einem südthüringischen Vorkommen. – *Naturschutzreport*7(2): 405-408.
- Schwarting, H. (1990): Kastenquartiere für Baumfledermäuse. – *Natur und Museum*120(4): 118-126.
- Schwarting, H. (1994): Erfahrung mit Fledermauskästen in einer hessischen Region. – in: die Fledermäuse Hessens (Hrsg AGFH), Verlag Manfred Hennecke: 159- 166 .
- Smith, P.G.; Racey, A. (2002): Habitat management of Natterer's Bat (*Myotis nattereri*). Mammals Trust. (UK). www.ptes.org/files/1339_nattererbook.pdf. 14 S.

2.14 Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*)

Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus* ID 131

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Einzelquartier oder Quartierverbund. Waldbewohnende Art. Bevorzugt naturnahe, strukturreiche Wälder mit hohem Alt- und Totholzanteil, insbesondere mit Spaltenverstecken. Bei Quartiermangel werden auch Fledermauskästen und – regional - Spalten an und in Gebäuden (dann meist walddah) als Quartiere aufgesucht. Temporär bestehende Quartierverbände aus mehreren Teilgruppen. Diese können auch weiter voneinander entfernt (mehrere Kilometer) Quartiere nehmen. Baumquartiere werden sehr häufig gewechselt (Quartierverbund), wohingegen die Gebäudequartiere meist wenigstens eine Saison bestehen bleiben (DIETZ et al. 2007: 339, RUSSO et al. 2004, eigene Daten aus Sachsen-Anhalt). Während der Wochenstubenphase (Laktationsphase) nimmt die Häufigkeit der Quartierwechsel meist ab (RUSSO et al. 2005). Über die Jahre hinweg werden immer wieder die gleichen Quartiere genutzt (HILLEN et al. 2011), sofern diese noch bestehen.

Fortpflanzungsstätten sind außerdem die der Partnersuche dienenden „Schwärmquartiere“, meist vor den Eingängen der Winterquartiere sowie in den Winter- oder Paarungsquartieren (DIETZ et al. 2007: 339).

Ruhestätte: Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern, Bunker und – regional - hinter Baumrinde. Besiedelt als kälteresistente Art oft die stärker durch Wetter beeinflussten Eingangsbereiche von unterirdischen Quartieren (DIETZ et al. 2007: 339).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Wochenstube. Je nach Winterquartiervorkommen bezieht sich die Abgrenzung der lokalen Population im Winter punktuell auf das einzelne Winterquartier oder auf den Raum eng (etwa < 100 m) beieinander liegender Winterquartiere (vgl. BfN-Internethandbuch; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Art bevorzugt naturnahe, strukturreiche Wälder mit hohem Alt- und Totholzanteil (DIETZ & KIEFER 2007: 354). Präferiert regional Eichen als Quartierbaum (VEITH et al. 2006: 22), allgemein hat die Zusammensetzung der Baumarten eine untergeordnete Bedeutung (DIETZ et al. 2007). Wichtiger erscheint ein hoher Strukturreichtum mit verschiedenen Altersklassen und Saumstrukturen (MESCHÉDE & HELLER 2000, ZEALE et al. 2012, HILLEN & VEITH 2013, STECK & BRINKMANN 2015, HURST et al. 2017).
- Die Sommerquartiere der waldbewohnenden Art befinden sich vor allem hinter abstehender Rinde, aber auch in Baumhöhlen, in RLP selten in Nistkästen und Gebäudequartieren (MESCHÉDE & HELLER 2000, SIMON et al. 2004, DIETZ et al. 2007; eigene Auswertung für RLP).
- Als Einzelquartiere der Männchen werden im Wesentlichen die gleichen Quartiertypen benutzt wie für Wochenstuben. Auch Höhlen und Felsspalten werden teils ganzjährig als Einzelquartiere genutzt (SIERRO 1999; RUSSO et al. 2010).
- In Rheinland-Pfalz vorrangig Winterquartiere in Höhlen und Stollen (vgl. GESSNER & WEISHAAR 2008).
- Als Jagdhabitat dienen vor allem geschlossene Wälder, Waldränder, aber auch Feldgehölze, Baumreihen, Feldhecken wie auch baumbestandene Gewässerufer (LANUV o.J., KLENKE et al. 2004). In Rheinland-Pfalz jagten in HILLEN et al. (2009) über mehrere Jahre hinweg 12 telemetrierte Tiere hauptsächlich in einem reich strukturierten Mischwald mit den Hauptbaumarten Eiche und Kiefer, und in FÖA & GESSNER (2015) jagten 18 telemetrierte Tiere überwiegend in reich strukturierten Mischwäldern und temporär im strukturierten Offenland.
- Als Nahrung dienen vorwiegend Kleinschmetterlinge, seltener Zweiflügler, kleine Käfer und andere Fluginsekten (DIETZ et al. 2007: 339, LANIS RLP o.J.)

- Über die Flughöhe bei der Jagd gibt es in der Literatur unterschiedliche Angaben. Die Jagd erfolgt danach im mittleren und unteren Kronenbereich (RYDELL & BOGDANOWICZ 1997: 4 -5 m; STEINHAUSER 2002) 6 – 10 m; vergleichbar in FÖA (unveröff.; nach Videoaufnahmen des Transferflugs entlang von Gehölzen auf Agrarflächen in Mitteldeutschland), ASCHOFF et al. (2006: 56f). Nach ASCHOFF et al. (2006) und HILLEN et al. (2009) auch konzentriert entlang von Sonderstrukturen (Waldwege / Schneisen), selten bis über Baumkronenniveau (vgl. VSW & LUWG 2012; FÖA & GESSNER 2015).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die in der Literatur angegebene durchschnittliche Gesamtaktionsraumgröße telemetrierter Mopsfledermäuse ist sehr unterschiedlich und betrug zwischen 2 ha (Hessen, SIMON et al. 2004), ca. 9 (\pm 5,8) ha (Schweizer Alpen, SIERRO 1999) und 403 ha (Hunsrück, HILLEN et al. 2009). Bei eigenen Untersuchungen im Hunsrück in 2014 / 2015 lag die Größe der individuellen Kernjagdgebiete (Kernel 50%) bei durchschnittlich 48 ha (FÖA & GESSNER 2015); der individuelle Gesamtaktionsraum betrug ca. 150 ha und der Gesamtaktionsraum der gesamten Kolonie lag bei ca.800 ha.
- Entfernung zwischen Sommerquartieren im Mittel 277-750m bis max. 2.000m (DIETZ & KIEFER 2014: 355), im Einzelfall auch weiter.
- Die Jagdhabitats werden über Flugrouten erreicht (LANUV o.J., HILLEN et al. 2010). Zwischen Quartier und Jagdhabitat werden oft weite Strecken zurückgelegt (> 4,5 km bis 11 km, u.a. KLENKE et al. 2004, SIMON et al. 2004, STEINHAUSER & DOLCH 2008, eig. Daten).
- Überwiegend nah beieinander liegende Sommer- und Winterquartiere, meist unter 40 km Entfernung, weiteste Entfernung 290 km (DIETZ et al. 2007: 339, DIETZ & KIEFER 2014, 355)

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen im Wald (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Sommer-Quartierverluste innerhalb von Wäldern kurzfristig kompensiert werden. Zur langfristigen Sicherung des Quartierstandorts muss der umliegende Wald aus der regulären forstlichen Nutzung genommen werden. Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder), sodass sich eine ausreichende Anzahl an natürlichen Baumhöhlen entwickeln kann. Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitats im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Ausbringung der Kästen soll im Aktionsraum der betroffenen Kolonie erfolgen (max. 2 km, ansonsten mittels Telemetrie nachzuweisen).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Für die Maßnahmendurchführung wird ein Wald ausgewählt, der die Eignung als Nahrungshabitat aufweist und aufgrund des vorhandenen Entwicklungspotenzials mittel- bis langfristig auch als Quartierwald in Betracht kommt. Fledermauskästen sind vor allem in älteren (aber baumhöhlenarmen) Wäldern auszubringen.
- Die Waldfläche sollte einen erhöhten Anteil an Eichen aufweisen (Präferenz von Eichen als Quartierbaum, s. VEITH et al. 2006: 22).
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

Es gibt keine wissenschaftlich begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzungen, in Anlehnung an die z.B. in LANUV 2010, BOYE & MEINIG 2004 sowie die im BFN-Internethandbuch angegebene Quartier-Mindestdichte) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität von Fledermauskästen gegenüber natürlichen Baumhöhlen:

- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines (Baum-)Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch (5 -) 10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein (s.u.) oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen.
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen (Flachkästen) pro Hektar gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Als Wochenstubenquartier Kastenmix aus verschiedenen Kastentypen, vorzugsweise Flachkästen.
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3 - 4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Kästen tragende Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen. In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Zur kurzfristigen Kompensation sind Fledermauskästen vor allem in baumhöhlenarmen Wäldern auszubringen. Die langfristige Sicherung von Quartieren ist über den Nutzungsverzicht und die Entwicklung von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort sicherzustellen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Die einzelnen Kolonien bzw. Kolonieverbände haben mitunter stark tradierte Nutzungsgewohnheiten bezüglich der Wahl von Wald- bzw. Gebäudequartieren. Vor Ergreifen der Maßnahme muss durch eine Untersuchung sichergestellt sein, dass es sich um eine waldbewohnende Kolonie handelt (in Rheinland-Pfalz existieren wenige Fälle, in den Siedlungsquartiere bewohnt werden).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit abhängig vom ursprünglichen Quartiernutzungstyp der betroffenen Kolonie:
 - Ist eine Kolonie betroffen, die bereits Kästen als Quartiere kennt und nutzt, so ist mit einer kurzfristigen Wirksamkeit zu rechnen.
 - Bei Kolonien, die bislang aus rein „baumhöhlentreuen“ Individuen bestehen, sind Prognosen nur unzureichend möglich und es wird nur mit einer vermutlich langfristigen Annahme der Kästen gerechnet, sofern Höhlenbäume auch weiterhin in ausreichender Zahl vorhanden sind und keinen limitierenden Faktor für die Kolonie darstellen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatsprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird von NLWKN (2009: 8) empfohlen. STECK & BRINKMANN (2015:157) bewerten die Maßnahme als geeignet zur kurz- bis mittelfristigen Erhaltung und Förderung des Quartierangebots, insbesondere wenn von den Vorkommen bereits andere Kästen gekannt und genutzt werden.
- Wissenschaftliche Nachkontrollen, welche die Nutzung von Nistkästen durch Einzeltiere und / oder Wochenstuben belegen, liegen vor (MESCHÉDE & HELLER 2000: 191, HAHN et al. 2003, WEIDNER & GEIGER 2003, BRAUN 2013, GANSER 2013). In Sachsen-Anhalt sind Wochenstubenkolonien in sogenannten „Kastenrevieren“ belegt (OHLENDORF mdl., eigene Daten).
- Teilweise blieb der Besatz während der Dauer der Untersuchung aus: HERMANN et al. (2003: 34) konnten nach 4 jähriger Kontrolle von 60 Fledermauskästen unterschiedlicher Höhlen- und Spaltenmodelle keine Mopsfledermaus in einem Kasten nachweisen, obwohl Individuen in Baumquartieren im Bereich um die installierten Kästen nachgewiesen wurden. (Die Autoren schließen den Einsatz von künstlichen Fledermauskästen als Ausgleichs- und Ersatzmaßnahme zur Überbrückung des Entwicklungszeitraumes von alt- und totholzreichen Baumbeständen aus).
- Ein Ersatz von (tradierten) Gebäudequartieren durch Kästen ist vermutlich ebenso wenig aussichtsreich: STECK & BRINKMANN (2015:157) berichten, dass die im Zuge des Abrisses eines von einer Wochenstube der Mopsfledermaus besiedelten Gebäudes die speziell angebrachten 66 Kästen in den drei Folgejahren nicht besiedelt wurden, sondern weiterhin Gebäudequartiere genutzt wurden.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. (Ebenso: BRINKMANN et al. 2012, STECK & BRINKMANN 2015). Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.
- Aufgrund der oben beschriebenen unterschiedlichen Annahmen von Kästen ist die Prognosesicherheit wie folgt zu differenzieren:
 - Eine hohe Eignung besteht bei Kolonien, die bereits Kästen „kennen“ und auch als Quartier nutzen.
 - Eine geringe Prognosesicherheit besteht bei rein (tradiert) Baum bewohnenden Kolonien. Dort ist möglicherweise erst nach einer Annahmephase langfristig mit einem Erfolg zu rechnen. Eine kurzfristige Annahme ist in der Literatur nicht dokumentiert.
- Aufgrund der nicht uneingeschränkten Empfehlung und des nicht in jedem belegten Fall eingetretenen Erfolgs verbleiben Prognoserisiken.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering bis hoch (je nach Quartiernutzungstradition der Kolonie), im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet

2. Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden (FL1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Maßnahme trifft nur für den in Rheinland-Pfalz seltenen Fall zu, dass bei lokalen Populationen mit Nutzung von Siedlungsquartieren nachgewiesenermaßen ein Siedlungsquartier beeinträchtigt wird.

Schaffung von potenziellen Quartieren an Gebäuden oder Stallungen durch das Anbringen von Quartiermöglichkeiten (wie z.B. Flachkästen, Fledermausbretter), s. z.B. REITER & ZAHN (2006).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Schaffung von potenziellen Quartieren an bzw. innerhalb von Gebäuden und Stallungen muss im Aktionsraum der betroffenen Kolonie, möglichst nahe zum bisherigen Quartier, erfolgen. REITER & ZAHN (2006: 114) empfehlen allgemein „in unmittelbarer Nähe zu den ursprünglichen Quartieren“. Der Maßnahmenstandort sollte den verloren gehenden Strukturen entsprechen und im räumlich-funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Struktur stehen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Nähe zu geeigneten Wäldern als Nahrungshabitat (Empfehlung: max. 2-3 km) und ggf. auch zu Gewässern (Seen, Teiche) ist günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen (s. Maßnahme 3) optimiert werden.
- Neu zu schaffende Quartiere (Einflug) sollten mindestens 3 m hoch angelegt werden, um Eingriffe durch Personen oder Haustiere zu vermeiden. Nach Möglichkeit sollten Quartiere nach Süden oder Osten exponiert werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Ersatz nur durch strukturell vergleichbare Quartier(-elemente) zu schaffen.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Quartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Exposition der Maßnahme, Besonnung, klimatische Gegebenheiten der Neuschaffung etc.). Der Flächen- / Maßnahmenbedarf ist entsprechend den Sollwerten für einen günstigen Erhaltungszustand zu entwickeln: ≥ 3 gut geeignete Quartierangebote in Gebäuden pro 10 ha / Dorf (in Anlehnung an ABC-Bewertung des LANUV 2010).
- Die Anzahl, Bauform und Lage der anzubringenden Quartierelemente (s.u.) ist von fachkundigen Experten zu bestimmen und vom bereits bestehenden Quartierpotenzial innerhalb der Gebäude abhängig. Eine große Anzahl an verschieden ausgeprägten Verstecken (Spaltenquartiere) erhöht den Maßnahmenenerfolg

Maßnahmenbeispiele:

- Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen durch Fledermausbretter (siehe Schemazeichnungen des NABU Hessen o.J., PYSARCZUK & REITER 2008: 13)

- Sofern im Einzelfall eine Quartiertradition bezüglich der Nutzung von Gebäudequartieren besteht, kann die Annahme von vergleichbaren neuen Habitatstrukturen im nahen Umfeld der verlorenen grundsätzlich erwartet werden. Aufgrund der aus den Kenntnisdefiziten zu artökologischen Ansprüchen an Gebäudequartiere resultierenden Unsicherheiten und wegen fehlender wiss. Kontrollen und insoweit ausstehender Kenntnis über den Zeitraum, innerhalb dessen entsprechende Ersatzquartier-Strukturen angenommen werden, wird die Plausibilität der Maßnahme als mittel eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet.

3. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Winterquartiere können im Allgemeinen nicht neu geschaffen werden, da sich diese meist in historischen Gewölben, Kellern oder unterirdischen Stollen, Höhlen o.ä. befinden, die mikroklimatische Besonderheiten aufweisen und durch eine langjährige Tradition von den Tieren genutzt werden.

- Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einsehbaren Hohlräumen verstecken können, kann der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers lediglich durch einen fachkundigen Spezialisten zuverlässig eingeschätzt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich.

Gehen Winterquartiere verloren, kann in der Regel nur Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- bisher nicht zugängliche unterirdische Hohlräume in Form von Kellern, Stollen, Bunkeranlagen etc. geöffnet werden.
- Vorhandene, als Winterquartier genutzte Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

Vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Maßnahme ist beschränkt auf sporadische Vorkommen von Einzeltieren und nur dann anzuwenden, wenn einzelne Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen. Traditionelle Dauerquartiere müssen stets als Einzelfall betrachtet werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Störungsfreie Quartierumgebung, insbesondere Beleuchtungsfreiheit.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.
- Neu hergestellte Quartiere sollten in Größe, Aufbau und Struktur dem verloren gehenden Quartier möglichst entsprechen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (z.B. MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff.)
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten (u.U. Vergitterung)
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur (z.B. durch Teilverschluss)
 - Wiedereröffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (z.B. HERTER 2007), z.B. Hohlblocksteine (HÜBNER 2002: 40)
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, REITER & ZAHN 2006).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Quartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften (u.a. hinsichtlich Temperatur- und Feuchtgradient) orientieren.
- In einer Pufferzone von 100 m um das Winterquartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen.
- Es ist stets zu beachten, dass darüber hinaus meist auch weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sind, die möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde, bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es bestehen Kenntnisdefizite zu konkreten Anforderungen an Winterquartiere.
- Der Schutz und Erhalt von Winterquartieren bzw. die Entwicklung im Sinne der o.g. Maßnahmen wird in BERG & WACHLIN (2010: 3), DIETZ & SIMON (2004: 26), DIETZ et al. (2007: 340), HESSEN-FORST (2008: 16), LANUV (o.J.), LfU (o.J.), NLWKN (2009: 9) empfohlen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen von HÜBNER (2002: 40) vor: Angebrachte Hohlblocksteine im Winterquartier (vorrangig Keller, zudem 3 Quartiere in einer Burg, einem Schloss, einer Ruine) wurden von 69% der gefundenen Tiere als Hangplatzangebot genutzt. Die Bestandszahlen der Mopsfledermäuse stiegen nach der Vergitterung von Winterquartieren und dem Bereitstellen neuer Hangplätze durch Hohlblocksteine. Jedoch wird daraufhin gewiesen, dass die Bestandszunahme auch durch die bessere bzw. umfangreichere Kartiermethode zusammenhängen könnte. Auch die überproportionale Nutzung der Hohlblocksteine kann mit dem „sichtbar machen“ der Tiere zusammenhängen. Dennoch schlussfolgert der Autor, dass es sich um „erfolgreiche“ und „empfehlenswerte“ Maßnahmen handelt. STECK & BRINKMANN (2015:159) berichten, dass in Baden-Württemberg zumindest Einzeltiere neu geöffnete Winterquartiere innerhalb von wenigen Jahren finden und besiedeln.
- Die Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Empfehlungen in der Literatur als grundsätzlich plausibel eingeschätzt. Treten im Zuge der Sanierung wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit ein bzw. können im ersatzweise bereit gestellten nicht dieselben Quartierbedingungen sichergestellt werden, besteht allerdings eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, als FCS-Maßnahme geeignet, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet

(Hinweis: die speziellen Anforderungen bedingen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen.

Aufgrund der Wissensdefizite und der wenigen Winternachweise, die erfasst werden, ist eine Überprüfung der Maßnahmeneignung bei der Mopsfledermaus kaum möglich. Wegen der vermuteten und im Analogieschluss zu anderen Fledermausarten traditionellen Bindung an ihre Winterquartiere im räumlich-funktionalen Zusammenhang ist – bei Neuschaffung oder relevanter baulicher Veränderung - nur mit einer langfristigen Annahme zu rechnen. Entsprechend kommt die Maßnahme dann lediglich als FCS-Maßnahme in Betracht.

4. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mopsfledermäuse erschließen sich den Raum mehr oder weniger entlang von Leitstrukturen, welche von Hecken, Alleen, Waldrändern und anderen Vegetationselementen gebildet werden (FÖA 2011: 47). Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden (SWIFT 1997). Durch das Schließen von Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt.

In geschlossenen Waldgebieten dienen Waldwege und –schneisen als Flugrouten (HILLEN 2011:35, FÖA & GESSNER 2015), soweit lichte Waldbestände nicht direkt durchfliegen werden Ggf. Herstellung solcher Schneisen (ASCHOFF et al. 2006).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.
- Als verbindendes Element zwischen Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist im Einzelfall das Pflanzgut auszuwählen und im Idealfall schnellwüchsige Arten, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, damit sich eine funktionale Leitstruktur für Fledermäuse relativ schnell entwickeln kann.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils einen Flugweg / verloren gehende Struktur muss eine neue entsprechend entwickelt werden.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.
- Fachliche Einschätzung: Eine Wirksamkeit dieser Maßnahme wird bei einer Gehölzhöhe ab 2-3 m erreicht sein.
- Eine Schneise muss eine Mindestbreite von 3 m aufweisen, ansonsten nimmt die Nutzung ab (ASCHOFF et al. 2006: 53/65).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegeeingriffe (Einzelbaumpflege, s. u.).
- Offenhalten von Schneisen (Mindestbreite 3 m).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind breitere Zufahrten (>10 m) im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) und sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können. (Eine regelmäßige Pflege des Maßnahmenstandorts durch Gehölzschnitt muß nicht erfolgen. Ist dies nötig, sollte jedoch sowohl ein zeitliches, als auch räumlich getrenntes Zurückschneiden / „auf den Stock setzen“ stattfinden, sodass die Maßnahme ihre Eigenschaft als Leitstruktur nicht verliert. Ansonsten müssen entsprechende Strukturen durch vergleichbare Zaunkonstruktionen, Pflanzungen o.ä. ersetzt werden.
- Bei der Planung einer Neuanlage von Gehölzstrukturen sind die möglichen (negativen) Auswirkungen auf andere Arten (u.a. Offenlandbrüter) zu berücksichtigen und ggf. naturschutzfachlich gegeneinander abzuwägen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist auf günstigen Standorten kurzfristig (1-5 Jahre je nach Standort und Pflanzware) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (vgl. auch FÖA 2011).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art in Bezug auf Leitstrukturen sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in BERG & WACHLIN (2010: 3), HESSEN-FORST (2008: 16), LANUV (o.J.), LfU (o.J.), NLWKN (2009: 9) sowie im BfN-Internethandbuch empfohlen.
- Wissenschaftliche Belege liegen nur im Einzelfall vor: ASCHOFF et al. (2006) sowie HILLEN (2011) konnten die Nutzung von Schneisen (Breite \geq 3m) durch Mopsfledermäuse in ihrer Studie belegen.
- Die Plausibilität wird in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF- Maßnahme geeignet

5. Strukturanreicherung von Wäldern (W1.1, W1.4, W5.2, W2.1, W3.1, W2.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Quartier- und Jagdhabitaten durch waldbauliche Maßnahmen mit der Zielsetzung, horizontal und vertikal vielschichtige Wälder / Gehölzstrukturen entstehen zu lassen (siehe die separaten Maßnahmenbeschreibungen):

- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
- Auflichten von dichten Beständen
- Nutzungsaufgabe / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen und/oder Erhalt / Förderung von Totholz (z.B. Sicherung bekannter Quartierbäume)
- Anlage von Gewässern (wenn nicht vorhanden)

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartier- und Nahrungshabitate zu ersetzen. Zur Optimierung der Zugänglichkeit von Jagdhabitaten kann je Verteilung von Quartier- und Jagdhabitaten eine dauerhafte Offenhaltung von Schneisen, z.B. Waldwege / Rückegassen mit einer Breite von minimal 3 m erforderlich sein (vgl. ASCHOFF et al. 2006: 65).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen.
- Waldbestand im räumlich-funktionalen Zusammenhang zu der betroffenen Kolonie mit entsprechender Eignung und hohem Aufwertungsbedarf aus naturschutzfachlicher Sicht. Nahrungshabitate und Quartierhabitate sollten zueinander räumlich zugeordnet sein und nicht durch Barrieren bzw. Kollision verursachende Infrastruktur, wie zum Beispiel eine breite Straße, zerschnitten sein.
- Idealerweise sind alte Eichen vorhanden (die Art präferiert Eichen als Quartierbaum, VEITH et al. 2006: 22).
- Vorhandensein von Bäumen mit Spaltenquartieren (z.B. abgeplatzte Borke).
- Nähe zu Gewässern (wenn möglich)

Anforderungen an Qualität und Menge:

Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum bzw. die Häufigkeit von Strukturen mit abstehender Borke als auch den Insektenreichtum fördern, am besten

- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz:
 - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
 - Ringeln des Stamms.
 - Erhöhung der Umtriebszeit (Eiche > 300 Jahre, Buche >200 Jahre, Fichte und Kiefer >140 Jahre BfN-Internethandbuch)
 - Nutzungsverzicht (insbesondere Bäume mit Spaltenquartieren)
- Maßnahmen zur Optimierung der Jagdhabitats:
 - Förderung schmetterlingsreicher Baumarten (insbesondere Stiel- und Traubeneiche und Weichhölzer)
 - Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen unter Erhalt von alten und absterbenden Bäumen als (zukünftige) Quartierbäume (vgl. STECK & BRINKMANN 2015: 164).
 - Auflichten von dichten Beständen, insbesondere Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
 - Anlage von Gewässern (wenn nicht vorhanden) (siehe zusammenfassend in PESTE et al. 2015: 16).
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitats entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche.
- Orientierungswerte: NLWKN (2009: 9) gibt für die Erhöhung und Sicherung (Auszeichnung) des Anteils an Höhlenbäumen, Alt- und Totholz in Gebieten mit Mopsfledermaus-Vorkommen eine Größenordnung von 40-60 Festmeter/Hektar an. BOYE & MEINIG (2004) empfehlen 10-20 Bäume ab 20-30 cm Stammdurchmesser pro Hektar Wald. Altholzinseln sollten 15% der Waldfläche ausmachen (DOLCH 2002 zit. In BERG & WACHLIN 2010: 3, BOYE & MEINIG 2004).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig: Anlage von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar.
- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auflichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitats werden durch die Auflichtung erst bejagbar, allzu dichte (Jung-)Bestände werden dagegen nicht bejagt (u.a. KLENKE et al. 2004).
- Kurzfristig / unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Mittel- bis langfristig / unbekannt: Nutzungsaufgabe und/oder Förderung von Totholz.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurzfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung eher mittel- bis langfristig zu erwarten. Die Artökologie ist gut bekannt.
- Die Habitatansprüche der Art sind bezüglich der Maßnahme gut bekannt. Die Komplexmaßnahme „Strukturanreicherung von Wäldern“ wird unter konkreter Nennung von hier beschriebenen Teilmaßnahmen in der Literatur empfohlen (BfN-Internethandbuch: Erhaltung/Förderung von Altholzinseln, Erhöhung der Umtriebszeiten; BERG & WACHLIN 2010: 3: Erhöhung des Totholzanteils in Wäldern, Förderung Altholzinseln; DIETZ & SIMON 2004: 27: Erhöhung des Alt- und Totholzanteils, Förderung von Waldtümpeln; NLWKN 2009: 9: Erhöhung des Anteils an Höhlenbäumen, Alt- und Totholz; HESSEN-FORST 2008: 16: Förderung Naturwaldzellen/Altholzinseln, Verlängerung der Umtriebszeiten, aktive Förderung von Quartiermöglichkeiten durch Ringeln, LfU o.J.: Erhöhung der Umtriebszeit von Waldbeständen; LANIS o.J.: Förderung des Totholzanteils, Entwicklung lichter Wälder, STECK & BRINKMANN 2015: 163: Nutzungsaufgabe, Überführung von Nadel- in einheimische Laubholzbestände).
- Die Verfügbarkeit von Nahrung / Beutetieren wird plausibel erhöht, sei es durch Verbesserung des Zuganges zum Nahrungshabitat, sei es durch Erhöhung des Beutetierangebotes (erhöhte Emergenz an Nahrungsinsekten an einem Waldgewässer im Vergleich zum benachbarten Wald bzw. erhöhte Beutetierdichte / Beutetierartenzahl an der Eiche gegenüber anderen heimischen und nicht heimischen Baumarten).
- Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen mehrheitlich als hoch eingestuft.
- Maßnahmenelemente, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittelfristig / unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel-hoch, im Einzelfall als CEF- Maßnahme geeignet

6. Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (W1.1, W1.4, W5.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / waldbauliche Maßnahmen:

- Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >30cm, 10 Bäume / ha), wobei nicht nur Einzelbäume, sondern eher größere Flächen zur Anlage eines Pufferbereiches um die Einzelbäume aus der Nutzung genommen werden sollen.
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz, Nutzungsverzicht als „Altholzinseln“.
- Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).
- U.U. flankierend aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitats im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte, ggf. feuchte Laub(Misch)-Altholzbestände, Auwälder sowie Waldrandbereiche anzusehen. Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insektendichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes.
- Auch ist Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden.
- Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum, als auch den Insektenreichtum fördern. Am besten
 - alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten Schwarzspecht, Mittelspecht, Grau- und Grünspecht.
 - Maßnahmen zur Schaffung dauerhaft totholzreicher optimaler Waldstrukturen durch Förderung mäßig lichter, stellenweise besonnter Waldbereiche (Durchforstung).

Die Maßnahmen / Maßnahmenflächen sind geeignet, wenn sie folgende Umsetzung auf denselben Flächen oder eng räumlich benachbart erlauben:

- Erhalt einer ausreichenden Dichte von Höhlenbäumen (>8-10 / ha) (MESCHEDE & HELLER 2000, FRANK 1997).
- Erhöhung des Anteils sehr alter Eichen (wenn vorhanden) (Optimalphase >(120) 140 Jahre – 250 Jahre) und Buchen (z.B. durch Schaffung nutzungsfreier Waldbestände / Einzelbäume oder Heraufsetzung des Endnutzungsalters).
- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann zur Förderung besonnter Flächen eine geringe Auflichtung durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 %) (in Anlehnung an GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991:1215).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Flächen / Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >20cm, 10 Bäume / ha.
- Unbekannt: Aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss, baumchirurgische Maßnahmen).
- Unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.
- Langfristig: Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind z.T. kurz- bis mittelfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung (Zunahme der Habitatqualität und –menge) eher mittel- bis langfristig zu erwarten.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise. Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen als hoch eingestuft. Die Maßnahmen entsprechen den allgemeinen Empfehlungen in der Literatur (u.a. RICHARZ 1997: 299; MESCHÉDE et al. 2002).
- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittel-, langfristig oder unbekannt beurteilt wurden, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet.
- Der Nutzungsverzicht, d.h. Sicherung bereits vorhandenen günstigen Potenzials, soll als Ergänzung / in Kombination mit weiteren (vorgezogen möglichen) CEF-Maßnahmen durchgeführt werden.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch bis mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp)

Fazit: Für die Mopsfledermaus stehen Maßnahmen zur Bereitstellung von Quartieren sowie von Sommer- und Winterhabitaten zur Verfügung. Die Maßnahmen werden z.T. aber erst mittelfristig wirksam.

Quellen:

Aschoff, T.; Holderied, M.; Marckmann, U. & Runkel, V. (2006): Forstliche Maßnahmen zur Verbesserung von Jagdlebensräumen von Fledermäusen. Abschlussbericht für die Vorlage bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. <http://www.dbu.de/PDF-Files/A-22437.pdf>. 20.10.08, 70 pp.

Berg, J., Wachlin, V. (2010): *Barbastella barbastellus* (SCHREBER, 1774) Mopsfledermaus. Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Güstrow. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_barbastella_barbastellus.pdf. 8 S. Abruf 26.01.2016

BfN Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Mopsfledermaus. <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh-anhang4-mopsfledermaus.html>. Abruf 10.05.2016.

Boye, P. & Meinig, H. (2004): *Barbastella barbastellus* (SCHREBER, 1774). – In: Petersen, B.; Ellwanger, G.; Bless, R.; Boye, P.; Schröder, E.; Ssymank, A.; Biewald, G.; Ludwig, G.; Pretscher, P.; Schröder, E.; (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2. Münster. 351-357.

Braun, M. (2013): Schutz von Fledermäusen mit Ersatzquartieren. Erfahrungen aus Rheinland-Pfalz. Vortrag im Rahmen des Ökologischen Kolloquiums „Artenschutz in der Praxis – Erfahrungen mit Ersatzquartieren und der Umsiedlung von streng geschützten Arten“ der Bundesanstalt für Gewässerkunde am 19./20. September 2013 in Koblenz.

- Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W.; Eidam, T.; Lindner, M. (2012): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf. Arbeitsgruppe zur Erstellung einer Arbeitshilfe für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen; (Redaktion); Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/18190/documents/24396>
- Deschka, C. (2006): Bau, Montage und Kontrolle von Fledermausbrettern. Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich (KFFÖ). 5 S.
- Dietz, C.; Helversen, O.; Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrika. S.337-341.
- Dietz, C.; Kiefer, A. (2014): Die Fledermäuse Europas: S.352-355.
- Dietz, M.; Simon, M. (2004): Gutachten zur gesamthessischen Situation der Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus* Verbreitung, Kenntnisstand, Gefährdung. I. A. Hessisches Dienstleistungszentrum für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz. 29 pp. + Anhang
- Dietz, M.; Simon, M.; Bögelsack, K.; Hörig, A. (2008): Landesweites Artenhilfskonzept 2008 Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). Hessen-Forst FENA. 40 S.
- FÖA (2011): Arbeitshilfe Fledermäuse und Straßenverkehr. Ausgabe 2011 (Entwurf, Stand Okt. 2011). Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.256/2004/LR „Quantifizierung und Bewältigung verkehrsbedingter Trennwirkungen auf Arten des Anhangs der FFH-Richtlinie, hier Fledermauspopulationen“ des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bearb. J. Lüttmann, R. Heuser, W. Zachay (FÖA Landschaftsplanung GmbH) unter Mitarbeit von M. Fuhrmann (Beratungsgesellschaft NATUR GbR), T. Hellenbroich, G. Kerth (Univ. Greifswald), B. Siemers (Max Planck Institute für Ornithologie). Hrsg. Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). 108 S.
- FÖA & GESSNER (2015): Höhenmonitoring der Mopsfledermaus. Projektbezogene Untersuchung des Kollisionsrisikos in den geplanten Windparks Ruwer und Beuren im Landkreis Trier-Saarburg. Im Auftrag der Jade NaturEnergie und der Stadtwerke Trier.
- Frank, R. (1997): zur Dynamik der Nutzung von Baumhöhlen durch ihre Erbauer und Folgenutzer am Beispiel des Philosophenwaldes in Gießen an der Lahn. Vogel und Umwelt. Heft 9:59-84.
- Ganser, S.-T. (2013): Population dynamic of western *barbastelles* (*Barbastella barbastellus*) during summer. Diplomarbeit, Universität Wien. Fakultät für Lebenswissenschaften
- Gessner, B.; Weishaar, M. (2008): Zur Situation der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) im Westen von Rheinland-Pfalz. *Dendrocopos* 35: 15-34
- Hahn, S., Vollmer, A. Heise, U., Meyer, H.-J., & Meyer, M. (2003): Erste Erkenntnisse zum Vorkommen der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) im Regierungsbezirk Dessau (Sachsen-Anhalt/Deutschland). *Nyctalus N.F.* 8(6): 559-563
- Hermanns, U.; Pommeranz, H.; Matthes, H.: (2003): Erstnachweis einer Wochenstube der Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774), in Mecklenburg-Vorpommern und Bemerkungen zur Ökologie. In: *Nyctalus N.F.* 9(1).
- Hessen-Forst (2008): Landesweites Artenhilfskonzept Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*).
- Herter, R. (2007): Unkonventionell aus Holzbetonresten hergestellte Wand- und Deckenelemente als ideale Winterquartiersausstattung für Fledermäuse. *Nyctalus N.F.* 12 (4). 325-330.
- Hillen, J.; Kiefer, A.; Veith, M. (2009): Foraging site fidelity shapes the spatial organisation of a population of female western *barbastelle* bats. In: *Biological Conservation* Vol. 142 (4).
- Hillen, J., Kiefer, A., Veith, M. (2010): Interannual fidelity to roosting habitat and flight paths by female western *barbastelle* bats. In: *Acta Chiropterologica*, Volume 12, Number 1 (June 2010).
- Hillen, J. (2011): Intra- and interspecific competition in western *barbastelle* bats. Diss. Univ. Mainz.
- Hillen, J.; Kaster, T.; Pahle, J.; Kiefer, A.; Elle, O.; Griebeler, E. M.; Veith, M. (2011): Sex-specific habitat selection in an edge habitat specialist, the western *barbastelle* bat. *Ann. Zool. Fennici*, 48: 180-190.
- Hillen, J.; Veith, M. (2013): Resource partitioning in three syntopic forest-dwelling European bat species (Chiroptera: Vespertilionidae). In: *Mammalia* 2013; 77(1).
- Hübner, G. (2002): Zur Nutzung und Funktionen von Hohlblocksteine in Fledermaus-Winterquartieren im Coburger Land (Nordbayern). In: *Nyctalus N.F.* 8(4).
- Hurst, J., Biedermann, M., Dietz, M., Karst, I., Krannich, E., Schauer-Weissahn, H., Schorcht, W. & Brinkmann, R. (2017): Aktivität und Lebensraumnutzung der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) in Wochenstubegebieten. – In: Hurst, J., Biedermann, M., Dietz, C., Dietz, M., Karst, I., Krannich, E., Petermann, R., Schorcht, W. & Brinkmann, R. (Hrsg.): Fledermäuse und Windkraft im Wald. – Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz): 198-233.

Klenke, R.; Biedermann, M.; Keller, M.; Lämmel, D.; Schorcht, W.; Tschierschke, A.; Zillmann, F.; Neubert, F. (2004): Habitatsprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. In: Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 38

LANIS RLP / Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz:
<http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1308>. Abruf am 26.01.2016.

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Naturschutz-Fachinformationssystem NRW: <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/saeuetiere/schutzziele/6522>. Abruf 26.01.2016.

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW: <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/artenschutz/web/babel/media/abc-entwurf-wo-fledermaeuse.pdf>. Abruf 05.01.2016.

LfU Bayern (2008): Fledermausquartiere an Gebäuden. Erkennen, erhalten, gestalten. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg. http://fledermaus-bayern.de/content/fldmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf. Abruf 12.01.2016.

LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (o.J.):
<http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige?stbname=Barbastella+barbastellus> Abruf 21.06.2016.

Meschede, A. & Heller, K.G.; (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Teil 1. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66. 374 pp

Meschede, A.; Heller, K.-G.; Boye, P. (2002): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern - Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 71. Bonn - Bad Godesberg.

Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M. & Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).

NABU Hessen (o.J.): Fledermausbrett am Haus: <https://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>. Abruf 12.01.2016.

NABU Hessen (o.J.): Spaltenquartiere als Giebelverkleidung außen:
<https://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>. Abruf 12.01.2016.

NLWKN / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Säugetierarten in Niedersachsen, Teil 1: Säugetierarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*). http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=8038&article_id=46103&psmand=26#Saeuetiere.

Abruf 08.02.2012. Pysarczuk, S. & Reiter, G. (2008): Artenschutzprojekt Fledermäuse Oberösterreich. Tätigkeitsbericht 2008

Peste, F.; Paula, A.; da Silva, L.; Bernardino, J.; Pereira, P.; Mascarenhas, M.; Costa, H.; Vieira, J.; Bastos, C.; Fonseca, C.; Pereira, M. J. R. (2015): How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51: 12-22.

Reiter, G. & Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>. 132 S. + Anhang.

Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse - Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus* (N.F.), Berlin 6(3). 289-303.

Russo, D.; Cistrone, L.; Jones, G. & Mazzoleni, S. (2004): Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech wood-lands of central Italy: consequences for conservation. - *Biological Conservation* 117 (2004), S. 73–81.

Russo, D., Cistrone, L., Jones, G. (2005): Spatial and temporal patterns of roost use by tree-dwelling barbastelle bats *Barbastella barbastellus*. In: *ECOGRAPHY* 28

- Russo, D.; Cistrone, L.; Garonna A.P. & G. Jones (2010): Reconsidering the importance of harvested forests for the conservation of tree-dwelling bats. In: *Biodivers Conserv* (2010) 19:2501–2515.
- Rydell, J.; Bogdanowicz, W. (1997): *Barbastella barbastellus*. In: *Mammalian Species* No. 557, S. 1-8.
- Schober, W. (2003): Zur Situation der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) in Sachsen. *Nyctalus N.F.* 8(6): 663-669.
- Schweizerische Koordinationsstelle für Fledermausschutz (o.J.): Fledermausverträgliche Holzschutzmittel: <http://www.fledermausschutz.ch/pdf/Holzschutzmittelliste.pdf>. Abruf 12.01.2016.
- Simon, M.; Hüttenbügel, S. & Smit-Viergutz, J. (2004): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Dörfern und Städten, *Schriftreihe für Landespflege und Naturschutz* 76, 263 pp.
- Sierro, A. (1999): Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). In: *Journal of Zoology* (London), 248.
- Spitzenberger, F. & Mayer, A. (2003): Verbreitung und Status der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) in Österreich. *Nyctalus N.F.* 8(6): 674-680.
- Steck, C.; Brinkmann, R. (Bearb.), RP Freiburg (Hrsg.) (2015): *Wimperfledermaus, Bechsteinfledermaus und Mopsfledermaus - Einblicke in die Lebensweise gefährdeter Arten in Baden-Württemberg*. 200 S. Bern.
- Steinhauser, D. (2002): Untersuchungen zur Ökologie der Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774), und der Bechsteinfledermaus, *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1817) im Süden des Landes Brandenburg. In: *Schriftenr. Landschaftspflege und Naturschutz* 71.
- Steinhauser, D.; Dolch, D. (2008): Mopsfledermaus *Barbastella barbastellus* (SCHERER, 1774). *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 17 (2,3): 121-125.
- Swift, S.-M. (1997): The use of flyways by bats in Scotland. *Scottish Bats* 4: S. 36 – 37.
- Veith, M., Seitz, M., Hillen, J., Pahle, J. (2006): Monitoring der Mopsfledermaus, *Barbastella barbastellus* (Schreber, 1774) im Bereich der Verlängerung der Start und Landebahn des Flughafens Frankfurt-Hahn, Endbericht.
- VSW & LUWG, Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland (VSW); Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (LUWG, 2012): *Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz. Artenschutz (Vögel, Fledermäuse) und NATURA 2000-Gebiete*. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Verbraucherschutz, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz.
- Weidner, H. & Geiger, H. (2003): Zur Bestandssituation der Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus* Schreber, 1774) in Thüringen. *Nyctalus N.F.* 8(6): 689-696.
- Zeale, M. R. K.; Davidson-Watts, I.; Jones, G. (2012): Home range use and habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*): implications for conservation. In: *Journal of Mammalogy*, Vol. 93, No. 4, pp.

2.15 Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*)

Mückenfledermaus *Pipistrellus pygmaeus* ID 132

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wochenstuben- & Paarungsquartiere befinden sich sowohl in Spalten an und in Gebäuden sowie im Wald, z. B. an Baumhöhlen und Jagdkanzeln. Als Paarungsquartier werden zudem Fledermauskästen genutzt (DIETZ et al. 2007: 292, DIETZ & KIEFER 2014, 332).

Ruhestätten: Als Winterquartiere werden Gebäude, Baumquartiere und auch Fledermauskästen aufgesucht, jedoch sind Winternachweise spärlich. In den Winterquartieren ist die Art teilweise mit der Zwergfledermaus vergesellschaftet (DIETZ et al. 2007: 292, DIETZ & KIEFER 2014: 332, LANUV o.J.).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Wochenstube. Je nach Winterquartiervorkommen bezieht sich die Abgrenzung der lokalen Population im Winter punktuell auf das einzelne Winterquartier oder auf den Raum eng (etwa < 100 m) beieinander liegender Winterquartiere (vgl. BfN-Internethandbuch; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Als Wochenstube werden in der Regel Außenverkleidungen von Häusern, Hohlwände, Zwischendächer, Fensterläden, Mauerhohlräume, Flachdachverkleidungen aufgesucht. Die Tiere sind aber auch in Baumhöhlen, Fledermauskästen und Jagdkanzeln zu finden (Bat Conversation Trust 2010).
 - Bevorzugte Aufenthalt sind Spaltenquartiere an Bauwerken, die sich in Wäldern befinden (Forsthaus, Jagdkanzeln) (KÖNIG & KÖNIG 2007: 104).
- Paarungsquartiere sind an exponierten Baumhöhlen und Gebäuden sowie an Fledermauskästen zu finden (DIETZ et al. 2007: 292, DIETZ & KIEFER 2014: 332).
- Im Winter dienen Spalten und Zwischenräume in Gebäuden, Spalten hinter abgeplatzter Rinde sowie Fledermauskästen als Quartier (DIETZ et al. 2007: 292, DIETZ & KIEFER 2014: 332, LANUV o.J.).
 - Gelegentlich können auch Wochenstubenquartiere als Winterquartier genutzt werden (Ganzjahresquartier) (REITER & ZAHN 2006: 83).
- Zur Jagd sucht die Art naturnahe Auenwälder (Hartholz- und Weichholzaue), Niederungen und Gewässer jeder Größenordnung (besonders Altarme), baum- und strauchfreies Offenland, Wälder unterschiedlicher Art in Gewässernähe: Laubwälder, Nadelmischwälder oder lichte Kiefermischwälder in Gewässernähe auf (DIETZ et al. 2007: 292, DIETZ & KIEFER 2014: 332, LANUV o.J.).
 - Ein hoher Prozentsatz der Zeit während der Jagd verbringt die Mückenfledermaus über Wasser. Flüsse spielen nach Angaben von RUSSO & JONES (2003) eine wichtige Rolle als Nahrungshabitat. RACHWALD et al. (2016) fanden heraus, dass Mückenfledermäuse Gewässerufer als Nahrungshabitat bevorzugen.
 - Die Art jagt eher kleinräumig in eng begrenzten Vegetationslücken im Wald, unter überhängenden Ästen an Gewässern oder über Kleingewässern, aber auch frei über großen Seen. Einzelbüsche und Bäume werden intensiv abgeflogen (DIETZ et al. 2007: 292, DIETZ & KIEFER 2014: 332), die Art fängt ihre Beute im Flug. Die durchschnittliche Flughöhe beträgt 3-6 m (LANUV o.J.).
- Als Nahrung dienen Zwei-, Haut- und Netzflügler; insbesondere werden Insekten von Flussniederungen wie Zuckmücken und Eintagsfliegen erbeutet (DIETZ et al. 2007: 293, DIETZ & KIEFER 2014: 332).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Entfernung zwischen Quartier und Jagdgebieten beträgt im Mittel 1,7 km (DIETZ et al. 2007: 293, DIETZ & KIEFER 2014: 333; 3 km LANUV o.J.). Am Bodensee wurden Entfernungen zwischen 4-10 km nachgewiesen (DIETZ & KIEFER 2014: 333).
- Vereinzelt Nachweise für Wanderungen, teils auch über hohe Entfernungen, liegen vor (nachgewiesene Entfernungen von 178 km und 775 km bei OHLENDORF in DIETZ et al. 2007: 293; Distanz von 1.280 km nach DIETZ & KIEFER 2014). Manche Tiere scheinen auch standorttreu zu sein (DIETZ et al. 2007: 293, DIETZ & KIEFER 2014: 333).
- Die Teiljagdgebiete sind kleiner als bei der Zwergfledermaus, das gesamte Jagdgebiet fällt jedoch größer aus als bei der Zwergfledermaus (DIETZ et al. 2007: 293).

Maßnahmen

1. Erweiterung des Quartierangebotes im Siedlungsbereich (FL1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Anlage von Spalten / Hohlräumen als Hangplätze in störungsarmer Umgebung sollen Quartierverluste (Sommer wie auch Winterquartiere⁸) kompensiert werden. Durch die Maßnahme werden Hangplätze für Fledermäuse entweder durch die Schaffung von Hohlräumen entwickelt oder der Zugang zu bestehenden Hohlräumen geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Schaffung von potenziellen Quartieren an bzw. innerhalb von Gebäuden muss im Aktionsraum der betroffenen Kolonie erfolgen.
- Die Nähe zu geeigneten Wäldern als Nahrungshabitat (<1 bis max. 2 km) und /oder zu Gewässern (Seen, Teiche, Altarme) ist günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die anderen konkurrierenden Arten keinen Zutritt erlauben). Bei allen Arbeiten an Gebäuden ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.
- Neu zu schaffende Quartiere (Einflug) sollten mindestens 3 m hoch angelegt werden, um Eingriffe durch Personen oder Haustiere zu vermeiden. Nach Möglichkeit sollten Quartiere nach Süden oder Osten exponiert werden; eine Anflugöffnung nahe einer Hausecke oder einer anderen auffälligen Struktur am Gebäude (Giebel, Erker, Fensterbank) erleichtern den Tieren das Auffinden des Quartiers.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Quartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren. (Exposition der Maßnahme, Besonnung, klimatische Gegebenheiten der Neuschaffung etc.).

⁸ Es liegen bisher nur spärliche Nachweise der Winterquartiere vor, meist aus Gebäuden, Baumquartieren aber auch Fledermauskästen (DIETZ et al. 2007: 292).

- Hangmöglichkeiten sollten zugfrei sein (REITER & ZAHN 2006: 84).
- Maßnahmenvorschläge zur Entwicklung von neuen Quartierstrukturen:
 - Anbringung von Verschalungen, Flachkästen
 - Anlage von spaltenreichen Strukturen an Decken / Wänden / Mauern / Löchern in Hohlblockwänden. Geeignete Spalten im Giebel von Dachböden sowie in Nischen können zum Beispiel mittels im Abstand von 1-2 cm parallel verlaufenden Dachlatten geschaffen werden.
 - Anlage von Spalten / Hohlräumen in Brückenhohlkästen
- Maßnahmenvorschläge zur Optimierung von Quartierstrukturen:
 - Öffnen von Dachkästen und anderen Abschlüssen als Zugang zu (potenziellen) Quartieren / Hohlräumen
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden. Da es kaum Erfahrungen bei Gebäudequartieren über diese Art gibt, sollte sich analog an der Zwergfledermaus und Bartfledermaus orientiert werden (REITER & ZAHN 2006: 84); vgl. auch die Zusammenstellungen für spaltenbewohnende Arten (ohne Mückenfledermaus) in DIETZ & WEBER (2000).
- Generell: Bauarbeiten sind bei Wochenstubenquartieren von September (Auflösung der Wochenstube meist bereits abgeschlossen) bis Ende März (vgl. REITER & ZAHN 2006: 85) und bei Winterquartieren von Anfang Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Weitere Optimierungsmöglichkeiten:
 - Einbau von taubensicheren Durchflugmöglichkeiten für Fledermäuse (LfU Bayern 2008) in Dach- und / oder Giebel Fenster oder Schleppgauben. Dadurch können verschlossene Dachböden zugänglich gemacht werden. Beispiele in LfU (2008).
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen (Schemazeichnungen des NABU Hessen o.J., DESCHKA 2006): Fledermausbretter
 - Spalten als Giebelverkleidung (siehe NABU Hessen o.J.)
- Es ist darauf zu achten, dass keine für Fledermäuse giftigen Holzschutzmittel verwendet werden. Bei allen Holzteilen, mit denen die Fledermäuse direkt in Kontakt kommen, ist auf chemischen Holzschutz zu verzichten (LANUV o.J.)
 - Fledermausverträgliche Holzschutzmittel (siehe SCHWEIZERISCHE koordinationsstelle für Fledermausschutz o.J.)
 - Alternativ können Heißluftverfahren, die alle Holzschädlinge abtöten, angewendet werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten. Beratung durch erfahrene Fledermausexperten bei baulichen Veränderungen ist unabdingbar.
- Konflikte mit Gebäudeeigentümern / Bewohnern sind im Vorfeld zu klären / auszuräumen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. das neue Quartier in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Kenntnisse zur Habitat- und Quartierwahl sind mittlerweile ausreichend vorhanden. Kenntnisdefizite existieren in Bezug zur Winterquartiernutzung, REITER & ZAHN 2006: 83).
- Die Neuschaffung von Quartieren wird u.a. im BfN-Internethandbuch allgemein empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit ist in Bezug auf die Artökologie plausibel. Aufgrund des Fehlens von wissenschaftlichen Belegen wird die Wirksamkeit der Maßnahme als mittel eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet

2. Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen (G5), Anlage / Entwicklung von Altarmen / Flutrinnen (G3.4), Anlage / Entwicklung von Ufergehölz (RLP4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

NICHOLLS & RACEY (2006: 701) stellten in ihrer Telemetriestudie eine Präferenz von Auenwäldern als Nahrungshabitat fest. Die Entwicklung von dynamischer Hart- und Weichholzaue mit Überschwemmungsbereichen entlang der Flüsse / Altarme stellt das Nahrungshabitat der Mückenfledermaus, welche insbesondere Zuckmücken und Eintagsfliegen erbeutet, sicher. Maßnahmen in ehemaligen Altarmen und Altwässern bestehen aus einer Wiedervernässung der Flächen, ggf. auch dem Anschluss an die natürliche Fließgewässerdynamik. Eine Wiedervernässung kann durch eine Verringerung der Entwässerung oder durch Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushalts durch Wiederanschluss der Aue an das Fließgewässer erreicht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- In Nähe zu Quartieren (<1 bis max. 2 km).
- Idealerweise weist das Waldstück einen hohen Anteil an Tot- und Altholz auf (DIETZ & SIMON 2005: 17).
- Halboffenland-Standorte in einer Aue mit Potenzial zu einer Wiedervernässung (z. B. vorhandene Drainagen oder Gräben).
- Das Gebiet muss Senken oder Altarme aufweisen oder sie müssen künstlich geschaffen werden, sodass sich Gewässer bilden, die tief genug sind, auch im Sommer Wasser zu führen.
- Die Rahmenbedingungen zur Herstellung der Überschwemmungsdynamik sollten gegeben sein (Entstehung temporärer Gewässer bei Überschwemmungsereignissen).
- Verzicht auf Mückenbekämpfungsmittel (DIETZ & SIMON 2005: 17).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Verlandete Altarme müssen zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit eventuell geräumt oder teilgeräumt werden.
- Möglichkeiten zur Herstellung von Überschwemmungsbereichen (BMUB 2015):
 - Zurücklegung von Deichen
 - Reaktivierung von Mäandern und alten Gewässerläufen, Anbindung an Altarme
 - Bau von unbefestigten Initialrinnen
 - Anlegung von Senken
 - Einbringung von Bäumen, Steinschüttungen, Inseln zur Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit und Steigerung der Wasserstände, was an Flachufern oder Senken zu einer Ausuferung führen kann (WESTERMANN & SCHARFF 1987/1988: 141).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Ggf. Pflegemaßnahmen in einem Abstand von mehreren Jahren in Abhängigkeit von der Verlandungsgefahr

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- In der Regel wird die Wirksamkeit der Maßnahme innerhalb von 5 Jahren erreicht.
- Die Zeitdauer der Gehölzentwicklung hängt von der Ausgangssituation des Standortes ab. Silberweiden sind in der Regel schnellwüchsige Gehölze (jährliches Wachstum bis ca. 70 cm, LWF 1999).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Ökologie der Art in Bezug auf die Habitatansprüche des Nahrungshabitats ist mittlerweile gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in DIETZ & SIMON (2005: 17), DIETZ et al. (2007: 294), LANUV (o.J.), NKLWN (2010: 9), TEUBNER & DOLCH (2008:147) sowie im BfN- Internethandbuch empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit ist in Bezug auf die Artökologie plausibel. Im Analogieschluss kann mit hoher Sicherheit darauf geschlossen werden, dass die Maßnahmen zwecks Bereitstellung zusätzlicher Nahrungsressourcen wirksam sind. Aufgrund der Expertenempfehlungen diese Maßnahme für die Mückenfledermaus zu ergreifen, ist die Wirksamkeit trotz fehlender wissenschaftlicher Wirksamkeitsbelege als hoch einzuschätzen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

3. Anlage / Optimierung von Gewässern (G1, G6, W1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten (Erhöhung der Insektenmenge als Nahrungsgrundlage) durch:

- Anlage / Optimierung von Stillgewässern.
- Extensivierung von Fischteichen (Nutzungsaufgabe, Reduzierung des Fischbesatzes).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen. Die Mückenfledermaus bevorzugt Gewässer- und Gewässerufer als Nahrungshabitate (vgl. RACHWALD 2016). Die Gewässer und andere Standorte müssen vor allem insektenreich sein, die Naturnähe spielt dabei nur eine untergeordnete Rolle insoweit, dass naturnahe vegetationsreiche Flachgewässer meist eine höhere Rate an Insekten aufweisen. Ein hoher Fischbesatz in Gewässern führt zu einer nachhaltigen Reduzierung der Insekten und zu einer Minderung als Nahrungshabitat (EBENAU 1995).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Je nach Maßnahme in Abhängigkeit zum Beispiel von der Wasserverfügbarkeit. Die Gewässer dürfen während der sommerlichen Anwesenheit der Fledermäuse nicht vollständig austrocknen.
- Gewässer sollen innerhalb des Aktionsraumes der lokalen Population (Kolonie) liegen (<1,7 km Radius)
- Die Gewässer sind vorzugsweise innerhalb oder am Rand von geeigneten Wäldern anzulegen. Bei Anlage von Gewässern im Offenland ist auf eine geeignete Anbindung über Gehölzstrukturen zu achten.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich. Grundsätzlich sollten keine Maßnahmen in Straßennähe angelegt werden, sofern nicht für sichere Querungsmöglichkeiten gesorgt ist (kollisionsempfindliche Art, FÖA 2011).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Entfernung zwischen Quartier und Jagdgebieten beträgt im Mittel 1,7 km (DIETZ et al. 2007: 293, DIETZ & KIEFER 2014: 333; 3 km LANUV o.J.). Die Nahrungshabitate sind darin inselartig verteilt.
- Orientierungswerte: Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Gegebenenfalls kann berücksichtigt werden, dass Gewässer oder andere Feuchtlebensräume in der Regel eine höhere Insektenschlupfrate aufweisen als grundwasserferne Wälder und andere Standorte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Anlage von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach wenigen Wochen aufgesucht und bejagt. Die Wirksamkeit tritt vermutlich kurzfristig ein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie der Art in Bezug auf die Habitatansprüche des Nahrungshabitats ist gut bekannt.
- Insofern ist naheliegend, dass die Schaffung von insektenreichen Gewässern und vergleichbaren Habitaten das Nahrungsangebot für die Mückenfledermaus substanziell verbessern kann
- Eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die lokalen Populationen der Fledermäuse ist allerdings nicht ohne weiteres herstellbar.
- Nachkontrollen bezüglich der Entwicklung von Mückenfledermaus-Populationen nach Anlage zusätzlicher Gewässer bzw. von Feuchtwäldern liegen nicht vor. Im Analogieschluss kann mit hoher Sicherheit darauf geschlossen werden, dass die Maßnahmen zwecks Bereitstellung zusätzlicher Nahrungsressourcen wirksam sind.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

4. Strukturanreicherung von Wäldern (W1.1, W6.1, W2.5, W2.1, W5.3, W5.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Maßnahme werden Jagdhabitatverluste und ggf. Quartierverluste (vorrangig Paarungsquartiere) kompensiert. Quartierverluste von Paarungsquartieren werden durch die Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / Förderung von Totholz / waldbauliche Maßnahmen kompensiert. Jagdhabitate werden durch Strukturanreicherung im Zuge von waldbaulichen Maßnahmen optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Idealerweise weist das Waldstück einen hohen Anteil an Tot- und Altholz auf (DIETZ & SIMON 2005: 17).
- Vorhandensein von Bäumen mit Spaltenquartieren, z.B. durch Blitzschlag geschädigte Bäume, offene Spalten an Altbuchestümpfen (NKLWN 2010:9).
- Besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte, und feuchte - nasse Laub(Misch)-Altholzbestände / Auwälder.
- Auch ist die Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Idealerweise sind strukturreiche Wegränder vorhanden (Förderung der Insektendichte).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Das BfN-Internethandbuch empfiehlt zur Erhöhung/Verbesserung der Quartierdichte die Einrichtung von Naturwaldparzellen auf mindestens 10 ha; in bekannten Quartierkomplexen sind > 10 % aus der Nutzung zu nehmen. Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 5-9 Baumhöhlen pro Hektar notwendig (Quelle: ABC-Bewertung des LANUV NRW 02/2010).

Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum als auch den Insektenreichtum fördern, am besten

- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz:
 - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
 - Ringeln des Stamms
 - Erhöhung der Umtriebszeit
 - Nutzungsverzicht (insbesondere Bäume mit Spaltenquartieren)
- Maßnahmen zur Optimierung der Jagdhabitats:
 - Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
 - Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
 - Auflichten von dichten Beständen

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Aus der Nutzung genommene Bäume sind eindeutig und individuell zu markieren.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auflichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitats werden durch die Auflichtung erst bejagbar. Allzu dichte (Jung-)Bestände werden dagegen nicht bejagt (u.a. KLENKE et al. 2004 in Bezug auf die Zwergfledermaus).
- Kurzfristig / unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Mittel- bis langfristig / unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.
- Langfristig: Erhöhung des Endnutzungsalters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen in unterschiedlichen Entwicklungszeiträumen (kurzfristig- langfristig) bereit.
- Kenntnisse zur Habitat- und Quartierwahl sind mittlerweile ausreichend vorhanden. Die Maßnahmen werden im Allgemeinen in BERG & WACHLIN (2011: 2), DIETZ & SIMON (2003: 17), DIETZ & SIMON (2006: 5), DIETZ et al. (2007: 294), LANUV (o.J.), NLWKN (2010: 9), TEUBNER & DOLCH (2008:147) sowie im BfN-Internethandbuch empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Aufgrund des Fehlens von wissenschaftlichen Belegen wird die Wirksamkeit der Maßnahme als mittel eingeschätzt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering - mittel

Kurz- und mittelfristig wirksame Maßnahmen sind nach Einzelfallprüfung als CEF-Maßnahme geeignet. Maßnahmen mit langfristigen Entwicklungszeiträumen sind nicht als CEF-Maßnahme geeignet (als FCS-Maßnahmen im Einzelfall geeignet).

5. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Flachkästen in Waldlebensräumen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Die Maßnahme ist nur als Kompensation von verlorengehenden Baumquartieren geeignet, nicht jedoch für verlorengegangene Gebäudequartiere.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Für die Maßnahmendurchführung wird ein Wald ausgewählt, der ausreichend Entwicklungspotenzial hat, um mittel- bis langfristig auch Qualitäten als Quartierwald mit dem entsprechenden natürlichen Höhlenpotenzial zu entwickeln.
- Lage im Wald möglichst in Gewässernähe und / oder über Leitstrukturen (Hecken) an diese Lebensräume angebunden.
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (Quelle: ABC-Bewertung des LANUV NRW 02/2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Kasten tragende Bäume sind zu markieren und dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Anbringung von Flachkästen (Spaltenbewohnende Art).
- Orientierungswerte: pro Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Vor Ergreifen der Maßnahme muss durch eine Untersuchung sichergestellt sein, dass es sich um eine waldbewohnende Kolonie handelt.
- Zur kurzfristigen Kompensation sind Fledermauskästen vor allem in älteren, aber baumhöhlenarmen Wäldern auszubringen, wobei die langfristige Sicherung von Baumquartieren über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort anzustreben ist (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit abhängig vom ursprünglichen Quartiernutzungstyp der betroffenen Kolonie:
 - Ist eine Kolonie betroffen, die bereits Kästen als Quartiere kennt und nutzt, so ist mit einer kurzfristigen Wirksamkeit zu rechnen.
 - Bei Kolonien, die bislang aus rein „baumhöhlentreuen“ Individuen besteht, sind Prognosen nur unzureichend möglich und es wird nur mit einer mittel bis – (sehr) langfristigen Annahme der Kästen gerechnet, sofern Höhlenbäume auch weiterhin in ausreichender Zahl vorhanden sind und keinen limitierenden Faktor für die Kolonie darstellen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind noch lückenhaft (Kenntnisse über die Ökologie, Lebensweise, Nutzung der Winterquartiere sind noch lückenhaft; DIETZ et al. 2007: 292, HESSEN-FORST 2006: 5, NKLWN 2010: 2, REITER & ZAHN 2006: 83).
- Die Maßnahme wird von LANUV (o. J.) vorgeschlagen. Die Nutzung von Kästen als Wochenstube wurde von TEUBNER & DOLCH (2008: 143) für verschiedene Waldhabitats (Altbuchenbestand, Laubmischwald, reiner Kiefernforst) belegt.
- Aufgrund der oben beschriebenen unterschiedlichen Annahmen von Kästen ist die Prognosesicherheit wie folgt zu differenzieren:
 - Eine hohe Eignung besteht bei Kolonien, die bereits Kästen „kennen“ und auch als Quartier nutzen.
 - Eine mittlere / geringe Prognosesicherheit besteht bei rein Baumhöhlen bewohnenden Kolonien. Dort ist möglicherweise erst nach einer Annahmephase langfristig mit einem Erfolg zu rechnen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering bis hoch (je nach Quartiernutzungstradition der Kolonie)

6. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mückenfledermäuse erschließen sich den Raum mehr oder weniger entlang von Leitstrukturen, welche von Hecken, Alleen, Waldrändern und anderen Vegetationselementen gebildet werden (FÖA 2011: 46). Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden. Durch das Schließen von größeren Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt. Eine besondere Attraktivität für Mückenfledermäuse haben hierbei Gehölzstrukturen in Gewässernähe (z.B. Galeriewälder an Fließgewässern, Gehölzbestände am Uferbereich von Seen und Teichen, Auwaldbereiche). Neben der Funktion als Leitstrukturen werden Jagdhabitatsfunktionen bereitgestellt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Als verbindendes Element zwischen Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist im Einzelfall das Pflanzgut auszuwählen und im Idealfall schnellwüchsige Arten, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, damit sich eine funktionale Leitstruktur für Fledermäuse relativ schnell entwickeln kann.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils eine(n) Flugweg / verloren gehende Struktur muss ein(e) neue(r) im Umfeld der Kolonie / Wochenstube als Leitstruktur und Jagdhabitat entwickelt werden.
- Fachliche Einschätzung: Eine Wirksamkeit dieser Maßnahme wird bei einer Gehölzhöhe von 2-3 m erreicht sein.
- Eine regelmäßige Pflege des Maßnahmenstandorts durch Gehölzschnitt sollte nicht erfolgen. Ist dies nötig, sollte jedoch sowohl ein zeitliches als auch räumlich getrenntes Zurückschneiden / „auf den Stock setzen“ stattfinden, sodass die Maßnahme ihre Eigenschaft als Leitstruktur nicht verliert.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegereingriffe (s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind breitere Zufahrten (>10 m) im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) und sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist das Pflanzgut im Einzelfall auszuwählen und es sind schnellwüchsige Arten zu bevorzugen, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, um somit eine Leitstruktur für Fledermäuse zeitnah entwickeln zu können. Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig (1-5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar.
- Kenntnisse zur Habitat- und Quartierwahl der Art sind mittlerweile ausreichend vorhanden.
- Die Maßnahme wird von LANUV (o.J.) und im BfN- Internethandbuch empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Wirksamkeit ist in Bezug auf die Artökologie plausibel.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit: Grundsätzlich stehen mögliche CEF-Maßnahmen für die Mückenfledermaus bereit. Die Maßnahmen zur Erweiterung des Quartierangebotes in Bezug auf Winterquartiere und zur Strukturanreicherung von Wäldern müssen aufgrund fehlender Wirksamkeitsbelege und Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen im Einzelfall geprüft werden.

Quellen:

- Bat Conversation Trust (2010): Soprano pipistrelle – Pipistrellus pygmaeus - https://www.google.de/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=0ahUKEwjsmObL99zRAhWKJ8AKHS_iDdEQFghLMAk&url=http%3A%2F%2Fwww.bats.org.uk%2Fpublications_download.php%2F744%2Fsopranopipistrelle.pdf&usg=AFQjCNG2X0iibbSsczos5SNZ3nt1yj2O6A&sig2=ZBQ5E4_m_8ikd8fgQKpqjQ&bvm=bv.145063293,d.bGs&cad=rja
- Bartonicka, T.; Bielik, A. & R. Zdenek (2008): Roost switching and activity patterns in the soprano pipistrelle, Pipistrellus pygmaeus, during lactation. Ann. Zool. Fennici 45. 503-512.
- Barlow, K.E. & G. Jones (1999): Roosts, echolocation calls and wing morphology of two phonic types of Pipistrellus pipistrellus. Z. Säugetierkunde 64 (5) . 257 – 269.

Berg, J., Wachlin, V. (2011): Mückenfledermaus: http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_pipistrellus_pygmaeus.pdf. Abruf 12.01.2016.

BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Mückenfledermaus. <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh-anhang4-mueckenfledermaus.html>. Abruf am 23.05.2016.

BMUB / Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (2015): Den Flüssen mehr Raum geben Renaturierung von Auen in Deutschland: http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/auen_in_deutschland_bf.pdf. Abruf 12.01.2016.

Deschka, C.(2006): Bau, Montage und Kontrolle von Fledermausbrettern. Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich (KFFÖ). 5 S.

Dietz, C.; Helversen, O.; Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrika. S.290-295.

Dietz, C. & Kiefer, A. (2014): Die Fledermäuse Europas: S.330-333.

Dietz, M.; Simon, M. (2005): Artgutachten 2003 - Gutachten zur gesamthessischen Situation der Mückenfledermaus *Pipistrellus pygmaeus/mediterraneus* - Verbreitung, Kenntnisstand, Gefährdung. Hessen-Forst FENA. 21S.

Dietz, M.; Simon, M. (2006): Artensteckbrief 2006 Mückenfledermaus *Pipistrellus pygmaeus* in Hessen - Verbreitung, Kenntnisstand, Gefährdung. Hessen-Forst FENA.6S.

Dietz, M.; Weber, M. (2000): Baubuch Fledermäuse. Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Arbeitskreis Wildbiologie an der Universität Gießen (Hrsg.). Auszugsweise: NABU Hessen: <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>; <http://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf> (Abruf 24.05.2016). 252pp

FÖA (2011): Arbeitshilfe Fledermäuse und Straßenverkehr. Ausgabe 2011 (Entwurf, Stand Okt. 2011). Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.256/2004/LR „Quantifizierung und Bewältigung verkehrsbedingter Trennwirkungen auf Arten des Anhangs der FFH-Richtlinie, hier Fledermauspopulationen“ des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bearb. J. Lüttmann, R. Heuser, W. Zachay (FÖA Landschaftsplanung GmbH) unter Mitarbeit von M. Fuhrmann (Beratungsgesellschaft NATUR GbR), T. Hellenbroich, G. Kerth (Univ. Greifswald), B. Siemers (Max Planck Institute für Ornithologie). Hrsg. Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). 108 S.

Klenke, R.; Biedermann, M.; Keller, M.; Lämmel, D.; Schorcht, W.; Tschierschke, A.; Zillmann, F.; Neubert, F. (2004): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. In: Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie 38

König, H. & W. König (2007): Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus* Leach, 1825). In: König, H. und H. Wissing (2007) Die Fledermäuse der Pfalz – Ergebnisse einer 30jährigen Erfassung

LANUV / Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen: Naturschutz-Fachinformationssystem NRW: <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/saeugetiere/kurzbeschreibung/999999>. Abruf 24.08.2015.

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW.: <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/web/babel/media/abc-entwurf-wo-fledermaeuse.pdf>. Abruf 12.01.2016.

LfU Bayern (2008): Fledermausquartiere an Gebäuden. Erkennen, erhalten, gestalten. Hrsg. Bayrisches Landesamt für Umwelt (LfU), Augsburg. http://fledermaus-bayern.de/content/fldmcd/schutz_und_pflege_von_fledermaeusen/fledermausquartiere-gebaeuden-lfu-broschuere.pdf. Abruf 12.01.2016.

LWF / Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (1999): Beiträge zur Silberweide. Fachtagung zum Baum des Jahres 1999.

NABU Hessen (o.J.): Fledermausbrett am Haus: <https://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/3.pdf>. Abruf 12.01.2016.

NABU Hessen (o.J.): Spaltenquartiere als Giebelverkleidung außen: <https://hessen.nabu.de/imperia/md/content/hessen/fledermaeuse/4.pdf>. Abruf 12.01.2016.

Nicholls, B., Racey, P. (2006): Contrasting home-range size and spatial partitioning in cryptic and sympatric pipistrelle bats. In: Behavioral Ecology and Sociobiology Volume 61, Number 1.

Rachwald, A.; Bradford, T., Borowski, Z. & P.A. Racey (2016): Habitat Preferences of Soprano Pipistrelle *Pipistrellus pygmaeus* (Leach, 1825) and Common Pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) in Two Different Woodlands in North East Scotland. Zoological Studies 55: 22 (2016).

Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung

Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>, 132 pp.+ Anhang.

Russo, D. & G. Jones (2003): Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys. Conservation implications. *Ecography* 26: 2 (2003).

Schweizerische Koordinationsstelle für Fledermausschutz (o.J.): Fledermausverträgliche Holzschutzmittel: <http://www.fledermausschutz.ch/pdf/Holzschutzmittelliste.pdf>. Abruf 12.01.2016.

Teubner, J.; Dolch, D. (2008): Mückenfledermaus *Pipistrellus pygmaeus* (LEACH, 1825). *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 17 (2,3): 143-147

Westermann, K., Scharf, G. (1987/1988): Auenrenaturierung und Hochwasserrückhaltung am südlichen Oberrhein. In: *Naturschutzforum* 1/2. Hrsg. Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Baden-Württemberg: 95-158.

2.16 Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*)

Rauhautfledermaus *Pipistrellus nathusii* ID 91

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: typische Waldart, die Spaltenverstecke an Bäumen und Baumhöhlen bevorzugt, die meist im Wald oder an Waldrändern in Gewässernähe liegen. Als Quartiere werden auch Fledermauskästen, Jagdkanzeln, seltener auch Holzstapel oder walddnahe Gebäudequartiere aufgesucht. Die Wochenstubenkolonien der Weibchen mit 50-200 Tieren befinden sich vor allem in Nordostdeutschland. In Nordrhein-Westfalen ist bislang nur eine Wochenstube am Halterner See bekannt. In NRW treten v.a. Durchzügler auf. Während des Durchzuges von Mitte Juli bis Anfang Oktober findet die Paarung statt. Dazu besetzen die reviertreuen Männchen individuelle Paarungsquartiere (Fortpflanzungsstätte). Daneben können in vielen Landschaftsräumen (Bergisches Land, Sauer- und Siegerland, Ruhrtal) regelmäßig auch übersommernde Einzeltiere angetroffen werden (MEINIG, H.; schriftl. 25.04.2012). RLP: [Vereinzelte Wochenstubennachweise sind in der nördlichen Oberrheinniederung vorhanden. Vereinzelte Winternachweise existieren im Pfälzerwald, an der Haardt, im Nordpfälzer Bergland, im Vorderpfälzer Tiefland und in der nördlichen Oberrheinniederung](#) (<http://arten.deinfo.eu/elearning/saeuetiere/speciesportrait/3208>)

Ruhestätte: Auch die Überwinterungsgebiete der Rauhautfledermaus liegen vor allem außerhalb von NRW. Es werden überirdische Spaltenquartiere und Hohlräume an und in Bäumen und Gebäuden bevorzugt (KÖNIG & KÖNIG 2007), seltener werden Winterquartiere in Höhlen, Stollen, Kellern oder anderen vorherrschend frostfreien unterirdischen Hohlräumen aufgesucht. [Vereinzelte Winternachweise existieren im Pfälzerwald, an der Haardt, im Nordpfälzer Bergland, im Vorderpfälzer Tiefland und in der nördlichen Oberrheinniederung](#) (<http://arten.deinfo.eu/elearning/saeuetiere/speciesportrait/3208>).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (~~# LANUV~~)

- ~~Einzelvorkommen (Kolonie) (hier auch: Rastbestand; ggf. weitere räumliche Abgrenzung im Einzelfall) Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng (etwa < 100 m) beieinander liegender Winterquartiere (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).~~

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Strukturreiche Landschaften mit einem hohen Wald- und Gewässeranteil. Besiedelt werden Laub- und Kiefernwälder mit einem hohen Quartierangebot (Baumhöhlen u. -spalten), wobei Auwaldgebiete in den Niederungen größerer Flüsse bevorzugt werden. Als Jagdgebiete werden vor allem insektenreiche Waldränder (ARNOLD & BRAUN 2002), Gewässerufer und Feuchtgebiete in Wäldern aufgesucht, wo die Tiere als Patrouillenjäger in 5-15 m Höhe kleine Fluginsekten erbeuten.
- Als Paarungsquartiere werden neben Baumhöhlen und -arissen Vogel- und Fledermauskästen genommen, wobei kleinere Flachkästen in 4–5 m Höhe mit freiem Anflug optimal zu sein scheinen (HEISE 1982, MESCHÉDE & HELLER 2002).

Räumliche Aspekte / Vernetzung:

- Als Fernstreckenwanderer legt die Art bei ihren saisonalen Wanderungen zwischen den Reproduktions- und Überwinterungsgebieten von Nordost- nach Südwest-Europa große Entfernungen über 1.000 (max. 1.900) km zurück (vgl. PETERSON 1996, SCHÖBER & GRIMMBERGER 1998)
- Paarungsquartiere werden gern an exponierten Stellen gewählt, häufig in der Nähe von Landschaftsstrukturen wie größeren Fließgewässern, die wandernden Tieren als Leitlinien dienen (MEYER-CORDS 2000, ARNOLD & BRAUN 2002, KLÖCKNER 2002). In günstigen Paarungsgebieten etablieren 2,3-7,6 Männchen pro Hektar ihre Reviere (SCHMIDT 1994).
- Die individuellen Jagdgebiete sind durchschnittlich 18 ha groß (u.a. EICHSTÄDT 1995) und können in einem Radius von 6-7 (max. 12) km um die Quartiere liegen (MESCHÉDE & HELLER 2002, ARNOLD & BRAUN 2002). Für Rastvorkommen nicht im Einzelnen bekannt.
- Im Streckenflug orientieren sich Rauhautfledermäuse nach Möglichkeit an Leitstrukturen, z. B. an Waldrändern, Hecken, Wegen und Schneisen (ARNOLD & BRAUN 2002).

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Die Maßnahme bezieht sich neben der Schaffung von Zwischenquartieren (Balzquartieren) auch auf die Schaffung von potenziellen Wochenstubenquartieren. Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle kurzfristig bereitzustellen, zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Für die Maßnahmendurchführung wird ein baumhöhlenarmer Wald möglichst in Gewässernähe ausgewählt, der die Eignung als Nahrungshabitat aufweist und aufgrund des vorhandenen Entwicklungspotenzials mittel- bis langfristig auch als Quartierwald in Betracht kommt.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Auf günstige An- und Abflugflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen erfolgen. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (≥ 4 m, s.o.) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Als Quartiere werden nach Erfahrungswerten u.a. Rundkastentypen (Fledermaushöhle 2 F und 2FN und Großraumhöhle 2FS - Fa. Schwegler, Fledermaushöhle FLH - Fa. Hasselfeldt, Koloniekasten – Fa. Strobel) (u.a. DIETRICH 1998, DIETRICH & DIETRICH 1991, FUHRMANN 1992, HORN 2005, POMMERANZ et al. 2004, SCHWARTING 1990, 1994) sowie Flach- und Vogelkästen angenommen, wobei kleinere Flachkästen optimal zu sein scheinen (HEISE 1982, MESCHÉDE & HELLER 2002).
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar (Quelle: ABC-Bewertung des LANUV NRW, 2010) gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen.
- Kasten tragende Bäume sind zu markieren und dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: pro Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Die Maßnahme kann u.U. auch über die aktive Förderung von Totholz (z.B. Ringeln von Bäumen) kurzfristig unterstützt werden.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤ 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird häufig vorgeschlagen bzw. dokumentiert (s.o). Nach Angaben der Experten aus NRW werden Fledermauskästen vergleichsweise schnell angenommen und über mehrere Jahre nachweislich genutzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen aus Kastenrevieren in Nordostdeutschland vor; es gibt keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Nach STEFFENS et al. (2004: S. 100) liegt nahe, dass die „Rauhhaufledermaus in besonderem Maße von Nistkastenrevieren profitiert hat, die es ihr ermöglichten, ganze Landstriche (z.B. mittelalte Kiefernforste Brandenburgs) zu erobern und mit dem entsprechenden Populationsüberschuss anderenorts neue Populationen zu begründen bzw. zumindest solches zu versuchen“.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Angaben in der Literatur als hoch eingeschätzt. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008).
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (W1.1, W5.2, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / waldbauliche Maßnahmen:

- Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >30cm, 10 Bäume / ha), wobei nicht nur Einzelbäume, sondern eher größere Flächen zur Anlage eines Pufferbereiches um die Einzelbäume aus der Nutzung genommen werden sollen.
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz, Nutzungsverzicht als „Altholzinseln“.
- Erhöhung des Erntealters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).
- Aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte, ggf. feuchte Laub(Misch)-Altholzbestände, Auwälder sowie Waldrandbereiche anzusehen, da diese Habitate während der Zugzeit offenbar bevorzugt werden (BOYE & MEYER-CORDS 2004, KÖNIG & KÖNIG 2007:98). Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insektdichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes.
- Auch ist Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Als Maßnahmenstandort eignen sich vorrangig geschlossene Wälder bzw. Waldinseln ab einer Größe von mind. 3-5 ha.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherheitspflicht zu entlassen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden. Nach Gutachtereinschätzung sollen pro Verlust eines Quartiers
 - mindestens 10 Höhlenbäume, möglichst in gewässernahen Wäldern, sichergestellt / aus der Nutzung genommen werden (in Anlehnung an MESCHÉDE & HELLER 2002, LANUV NRW, FB 24/Artenschutz Kartierungsmatrix *P. nathusii* 02/2010).
- Weiterhin zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum als auch den Insektenreichtum fördern. Am besten
 - alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten, insbesondere der größeren Spechte (Schwarzspecht, Grau- und Grünspecht).
 - Maßnahmen zur Schaffung dauerhaft totholzreicher, optimaler Waldstrukturen durch Förderung mäßig lichter, stellenweise besonnener Waldbereiche (Durchforstung).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Der Nutzungsverzicht, d.h. Sicherung bereits vorhandenen günstigen Potenzials, soll als Ergänzung / in Kombination mit weiteren (vorgezogen möglichen) CEF-Maßnahmen durchgeführt werden.
- Die Maßnahme kann u.U. mit Hilfe von aktiven Förderungsmaßnahmen (z.B. Ringeln von Bäumen) kurzfristig unterstützt werden.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >20cm, 10 Bäume / ha.
- Unbekannt: alle sonstigen (flankierenden) Maßnahmen:
 - Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.
 - Erhöhung des Endnutzungsalters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichenwälder, >120 Jahre für Nadelwälder).
 - Aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar, z.T. ist die Veränderung eher mittel- bis langfristig zu erwarten. Die Zielhabitate entsprechen den Anforderungen der Art in besonderer Weise.
- Obwohl keine wissenschaftlichen Nachweise i.e. Sinn vorliegen, wird die Plausibilität der Maßnahmen als hoch eingestuft. Die Maßnahmen entsprechen den allgemeinen Empfehlungen zur Entwicklung von Fledermaushabitaten im Wald in der Literatur (u.a. RICHARZ 1997: 299; MESCHÉDE & HELLER 2000, BOYE & DIETZ 2005, ENTWISTLE et al. 2001).
- Maßnahmen, deren Wirksamkeit aus den dargestellten Gründen als mittel-, langfristig oder unbekannt beurteilt wird, sollten im Regelfall nicht als CEF-Maßnahmen Anwendung finden, sind aber als FCS-Maßnahmen geeignet. Die Maßnahme ist daher v.a. als Ergänzung / in Kombination mit weiteren CEF-Maßnahmen, die die zeitlichen Lücken schließen (Kästen), oder als FCS-Maßnahmen wirksam.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (CEF-Maßnahme; hoch: FCS-Maßnahme)

Fazit: Für die Rauhauffledermaus stehen kurzfristig wirksame (Kästen) bzw. langfristig durchführbare Maßnahmen zur Sicherstellung eines ausreichenden Quartierangebotes zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Aufgrund der nachweislich schnellen und dauerhaften Annahme von Fledermauskästen ist die Maßnahme: Anbringen von Fledermauskästen in Kombination mit der Entwicklung und Förderung von Baumquartieren durch langfristige Sicherung eines natürlichen Baumhöhlenangebotes mittels Nutzungsverzicht prioritär.

Quellen:

- Arnold, A.; Braun, M. (2002): Telemetrische Untersuchungen an Rauhauffledermäusen (*Pipistrellus nathusii* Keyserling & Blasius, 1839) in den nordbadischen Rheinauen. – In: Meschede, A.; Heller, K.-G.; Boye, P. (Bearb.): Ökologie, Wanderungen und Genetik von Fledermäusen in Wäldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 71: 177-189.
- BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.
- Boye, P.; Dietz, M.; BCT / (Hrsg.) (2005): Development of good practice guidelines for woodland management for bats. English Nature Research Reports 661. English Nature. Peterborough. ISSN 0967-876X. 89 pp.
- Boye, P.; Meyer-Cords, C. (2004): *Pipistrellus nathusii* (Keyserling & Blasius, 1839) – Petersen, B.; Ellwanger, G.; Bless, R.; Boye, P.; Schröder, E.; Ssymank, A.; Biewald, G.; Ludwig, G.; Pretscher, P.; Schröder, E. (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/2. Münster. 693 pp.
- Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf, pp. 134.
- Dietrich J.; Dietrich H. (1991): Untersuchungen an baumlebenden Fledermäusen im Kreis Plön. - *Nyctalus* 4(2): 153-167.
- Dietrich, H. (1998): Zum Einsatz von Holzbeton-Großhöhlen für waldbewohnende Fledermäuse und zur Bestandsentwicklung der Chiropteren in einem schleswig-holsteinischen Revier nach 30-jährigen Erfahrungen. – *Nyctalus* 6 (5): 456-467.
- Eichstädt, H. (1995): Ressourcennutzung und Nischengestaltung in einer Fledermausgemeinschaft im Nordosten Brandenburgs. – Dissertation TU Dresden, 113 S.
- Entwistle, A.C.; Harris, S.; Hutson, A.M.; Racey, P.; Walsh, A.; Gibson, S.; Hepburn, I.; Johnston, J. (2001): Habitatmanagement for bats. A guide for land managers, land owners and their advisors.- Joint Nature Conservation Committee, Monkstone House, City Road, Peterborough.
- Fuhrmann, M. (1992): Artenschutzprojekt Fledermäuse in Rheinland-Pfalz, Schwerpunktprogramm (1.1) „Fledermausarten der Rheinaue“. – unveröff. Gutachten des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland Pfalz.
- Heise, G. (1982): Zu Vorkommen, Biologie und Ökologie der Rauhauffledermaus (*Pipistrellus nathusii*) in der Umgebung von Prenzlau (Uckermark), Bezirk Neubrandenburg. – *Nyctalus* (N.F.) 1: 281-300.
- Horn, J. (2005): Kleinstgruppen von Rauhauffledermäusen (*Pipistrellus nathusii*) und Abendseglern (*Nyctalus noctula*) mit nicht flugfähigen Jungtieren in Fledermauskästen – *Nyctalus* (N.F.) 10, 82-83.
- Klöckner, T. (2002): Vergleichende Untersuchungen wandernder Fledermausarten in zwei Untersuchungsgebieten Schleswig-Holsteins. – Diplomarbeit an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 137 S.
- König, H. & W. König (2007): Rauhauffledermaus (*Pipistrellus nathusii* Keyserling & Blasius, 1839). In: König, H.; Wissing, H. (2007): Die Fledermäuse der Pfalz – Ergebnisse einer 30-jährigen Erfassung – Landau: Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e. V. (GNOR); 2007.

- LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf.
- Meschede, A.; Heller, K.-G. (2002): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. – Münster (Landwirtschaftsverlag) – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66, 374 S.
- Meschede, A.; Heller, K.-G. (2000): F&E-Vorhaben des BfN: Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.
- Meschede, A.; Heller, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Teil 1. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 66. 374 pp.
- Meyer-Cords, C. (2000): Die Bedeutung des Bonner Raums für Herbstwanderungen von Fledermäusen. Diplomarbeit an der Universität Bonn, 102 S.
- Petersons, G. (1996): Long-distance migration of *Nathusius pipistrelles* (*Pip. nathusii*) and *noctules* (*Nyctalus noctula*) found or banded in Latvia. Abstract, VIth European Bat Research Symposium, Veldhoven.
- Pommeranz, H.; Triebel, D.; Hermanns, U.; Matthes, H.; John, M. (2004): Untersuchung von Fledermausvorkommen auf dem Gelände des Zentrums für Nervenheilkunde Rostock Gehlsheim unter besonderer Berücksichtigung der geplanten Umgestaltung des Gehölzbestandes. Gutachten im Auftrag des Betriebes für Bau und Liegenschaften.
- Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse - Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus* (N.F.), Berlin 6(3). 289-303.
- Schmidt, A. (1994): Phänologisches Verhalten und Populationseigenschaften der Rauhauffledermaus, *Pipistrellus nathusii* (Keyserling und Blasius, 1839) in Ostbrandenburg. – *Nyctalus* (N.F.) 5: 77-100 (Teil 1) und 123-148 (Teil 2).
- Schober, W.; Grimmberger, E. (1998): Die Fledermäuse Europas. Kennen, Bestimmen, Schützen. 2. Aufl. Stuttgart: 265 pp.
- Schwarting, H. (1990): Kastenquartiere für Baumfledermäuse. – *Natur und Museum* 120(4): 118-126.
- Schwarting, H. (1994): Erfahrung mit Fledermauskästen in einer hessischen Region. – in: die Fledermäuse Hessens (Hrsg AGFH), Verlag Manfred Hennecke: 159- 166 .
- Steffens, R.; Zöphel, U.; Brockmann, D.; SLUG /(Hrsg.) (2004): 40 Jahre Fledermausmarkierungszentrale Dresden. Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Abteilung Natur, Landschaft, Boden. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (SLUG). http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/4105_1.pdf (21.09.2011). 123pp.

2.17 Wasserfledermaus (*Myotis daubentonii*)

Wasserfledermaus *Myotis daubentonii* ID 92

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wochenstubenquartiere in Baumhöhlen, in engen Spalten im Mauerwerk, unter Brücken und hinter Fensterläden von Gebäuden. Wochenstubenkolonien nutzen Baumhöhlen im Wald meist im relativ engen räumlichen Komplex; mehrere Quartiere, zwischen denen ein steter Wechsel stattfindet (FoRu).

Ruhestätte: Winterquartiere in Stollen, Kellern, Brunnen, Bunkeranlagen und ähnlichen Räumlichkeiten, welche frostfrei bleiben. In einzelnen Winterquartieren können bis mehrere Tausend Wasserfledermäuse überwintern.

Da die Wasserfledermaus insbesondere auf Gewässer spezialisiert ist, um ihre Nahrung in ausreichender Menge zu finden, können unter bestimmten Konstellationen diese Nahrungshabitate in einem Umfang betroffen sein, dass das Vorkommen der Lokalpopulation gefährdet sein kann. In Fällen großer Flächeninanspruchnahme von Gewässern sollten diese daher als essenzielle Nahrungshabitate in die Definition der Fortpflanzungs- und Ruhestätte aufgenommen und angemessen berücksichtigt werden.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation ([#L- LANUV](#))

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere](#) (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Hohe Höhlendichte („hervorragend“ ausgestattete Lebensräume weisen mindestens 10 Höhlenbäume / ha auf; vgl. LANUV NRW, FB 24/Artenschutz - Kartierungsmatrix 02/2010). Die Mehrzahl der Quartiere von Wasserfledermäusen liegt im Wald, wobei der Gewässernähe eine besondere Bedeutung zukommt. Die meisten Quartiere (alte, nach oben ausgefaulte Spechthöhlen, seltener Stammrisse, Spalten und Astlöcher) werden an Laubbäumen in unterschiedlicher Höhe (1-25 m) gefunden (MESCHÉDE & HELLER 2000, RIEGER 1996).
- Wochenstuben v.a. im Einzugsbereich von walddreichen Flusstälern / in Gewässernähe (DIETZ & BOYE 2004).
- Jagdgebiete werden in einem Umkreis von 2-8 km um das Quartier aufgesucht. Wasserfledermäuse jagen v.a. an stehenden und langsam fließenden Gewässern, wo sie dicht über der Wasseroberfläche kreisen und Beutetiere z.T. direkt von der Wasseroberfläche abfangen (u.a. ENCARNAÇÃO et al. 2001). Daneben - vermutlich vor allem im Spätsommer - jagen sie auch in insektenreichen (mückenreichen) Feuchtwäldern (RIEGER 1995).
- Im Winterquartier frostfreie (lt. ROER & SCHÖBER 2001 werden Temperaturen von 3-6°C bevorzugt), luftfeuchte Hangstrukturen, in Spalten oder im Geröll (NYHOLM 1965; zitiert in ROER & SCHÖBER 2001).
- Nach Erfahrungen der Experten präferiert die Wasserfledermaus in NRW natürliche Baumhöhlen, ist jedoch auch in Fledermauskästen sowie in Vogelnistkästen (Holzbetonkästen) zu finden (WOHLGEMUTH, mündl.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Den Weg zwischen Quartier und Jagdgebiet legen Wasserfledermäuse nach Möglichkeit entlang von Strukturen zurück (u.a. RIEGER et al. 1993, RIEGER 1995, EBENAU 1995, ARGE Querungshilfen 2003:8).
- Als besonders günstig gelten Gebiete (hervorragender Erhaltungszustand entsprechend ABC-Bewertung des LANUV, 02/2010), welche > 5Gewässer >1ha oder 1 Gewässer > 10 ha aufweisen und zusätzlich ein langsam fließendes, insektenreiches Fließgewässer.

Maßnahmen

1. Installation von Fledermauskästen (FL2.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Die Maßnahme bezieht sich neben der Schaffung von Zwischenquartieren (Balzquartieren) auch auf die Schaffung von potenziellen Wochenstubenquartieren.

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitats im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) ist günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden (vgl. Maßnahme Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen).
- Die Ausbringung der Kästen soll in Gruppen zu je 10 Stk. in den ausgesuchten Parzellen im Aktionsraum der betroffenen Kolonie erfolgen.
- Da die Art als lichtempfindlich gilt, dürfen die Maßnahmenstandorte nicht durch nächtliche Beleuchtung (Straßenlaternen, Siedlungsnähe) beeinträchtigt sein.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu weiteren potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Der Flächen- / Maßnahmebedarf ist entsprechend den Sollwerten für einen günstigen Erhaltungszustand zu entwickeln: >15 Kästen / ha in einem Radius in der Regel ≤2,5 km um die Wochenstube (in Anlehnung an ABC-Bewertung des LANUV NRW).
- Als Wochenstubenquartiere werden Rundkastentypen angenommen (u.a. 2F, 2FN, 3SV – Fa Schwegler, FLH - Fa. Hasselfeldt) (DIETRICH 1994, 1998, DIETRICH & DIETRICH 1991, LEITL 1995), sowie Kästen, die dem Bayerischen Spitzgiebelkasten ähneln (LEITL 2009), ferner Vogelkästen.
- Um ein wirksames Quartierangebot für die von einem Eingriff betroffene Kolonie zu realisieren, sind 15 Kästen pro Hektar gruppenweise auf den geeigneten Flächen anzubringen, s.o.
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen (>3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig, am Bestandsrand / im Bestand) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).
- In einer Pufferzone von 100 m um den Kastenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).
- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die langfristige Sicherung von Baumquartieren erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Höhlenbäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Diese Maßnahme kann u.U. auch über die aktive Förderung von Totholz (z.B. Ringeln von Bäumen) unterstützt werden.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (nach allgemeinen Erfahrungswerten, sofern ein Bedarf an zusätzlichen Quartieren gegeben ist).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird häufig vorgeschlagen bzw. dokumentiert (siehe z. B. LANUV 2012, DIETRICH 1994, 1998). Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen / Belege in der Literatur als hoch eingeschätzt. In NRW präferiert die Wasserfledermaus allerdings Baumhöhlen.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008).
- Vor diesem Hintergrund wird die Maßnahme hier in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.
- Die Eignung dieser Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme wird trotz positiver Nachweise andernorts, mit Blick auf die Präferenz der Art in NRW für Baumhöhlen von den Experten als mittel eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Entwicklung / Förderung von Baumquartieren (W1.1, W5.2, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Förderung von Höhlenbäumen durch Nutzungsverzicht / waldbauliche Maßnahmen:

- Nutzungsverzicht ausgewählter Einzelbäume (insbesondere vorgeschädigter Bäume, z.B. durch Blitzschlag auf Kuppen, durch Wind- und Schneebruch), ab BHD >30cm, 10 Bäume / ha.
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz, Nutzungsverzicht als „Altholzinseln“.
- Erhöhung des Endnutzungsalters von Waldbeständen (>160 Jahre für Buchen-, >200 Jahre für Eichen-, >120 Jahre für Nadelwälder).
- Aktive Förderung von Totholz (Ringeln von Bäumen, Kronenabschuss, baumchirurgische Maßnahmen).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Quartiere / Quartierhabitate im räumlichen Zusammenhang an anderer Stelle zu fördern und zu entwickeln.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als besonders günstig (Ausgangsbestand / Sollzustand) sind alte, ggf. feuchte Laub(Misch)-Altholzbestände, Auwälder sowie Waldrandbereiche anzusehen. Die Anlage von Waldtümpeln, kleinräumigen Lichtungen und strukturreichen Wegrändern führt zu einer höheren Insektendichte und damit zur Erhöhung des Nahrungsangebotes.
- Auch ist Nähe (<1 bis max. 2 km) zu ggf. nährstoffreichen Gewässern (Seen, Teiche, Flussauen) günstig für die Auswahl des Maßnahmenstandorts. Eine Anbindung an vorhandene Gewässer kann durch Gehölzstrukturen optimiert werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur angegeben.
- Der Maßnahmenbedarf entspricht der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Werden die Ersatzhabitate für die Fledermäuse nicht durch zusätzliche Habitate, sondern durch Aufwertung geschaffen, muss dies durch Flächenaufschläge berücksichtigt werden.
- Zielführend sind alle Maßnahmen, die sowohl den Höhlenreichtum, als auch den Insektenreichtum fördern. Am besten
 - alle Maßnahmen zur Förderung der Bruthabitate der Spechtarten, insbesondere der größeren Spechte (Schwarzspecht, Grau- und Grünspecht).
 - Maßnahmen zur Schaffung dauerhaft totholzreicher, optimaler Waldstrukturen durch Förderung mäßig lichter, stellenweise besonnter Waldbereiche (Durchforstung).

Die Maßnahmen / Maßnahmenflächen sind geeignet, wenn sie folgende Umsetzung auf denselben Flächen oder eng räumlich benachbart erlauben:

- Erhalt einer hohen Dichte von Höhlenbäumen (>10 / ha) (in Anlehnung an die ABC Bewertung, vergleiche auch MESCHÉDE & HELLER 2000, FRANK 1997).
- Erhöhung des Anteils sehr alter Eichen (wenn vorhanden) (Optimalphase >(120) 140 Jahre – 250 Jahre) und Buchen (z.B. durch Schaffung nutzungsfreier Waldbestände / Einzelbäume oder Heraufsetzung des Endnutzungsalters).

3. Anlage von Quartieren an / in gewässernahen Bauwerken (FL1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Lt. DIETZ & WEBER (2000) ist die Wasserfledermaus der häufigste Brückennutzer. Anlage / Herstellung von Quartieren an bzw. innerhalb gewässernaher Bauwerke wie Schleusen, Brücken, Wasserdurchlässen und ggf. Kanalisationen. Hierbei sollten vor allem Spalten- / „Fels“-quartiere geschaffen werden.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich (wichtig ist die Freiheit von Lichtstörungen).
- Möglichst im unmittelbaren räumlichen Zusammenhang mit dem verloren gehenden Quartier.
- Im direkten oder angrenzenden Umfeld müssen geeignete Habitats (Jagdhabitats wie Wälder und Gewässer) vorhanden sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Faktoren wie Temperatur, Größe der Quartiere und vor allem Luftfeuchte sollten denen des verloren gehenden Quartiers entsprechen. Die Anbringung von Sandsteinkästen als Ersatzquartiere für verloren gehende Spaltenquartiere brachte keinen nachweislichen Erfolg, da die erforderliche Luftfeuchte in diesen Kästen nicht erreicht wurde (DIETZ 2005).
- Es sollten innerhalb der Gebäude / Bauwerke unterschiedliche Verstecke mit unterschiedlichen Bedingungen im Jahresverlauf hergestellt werden, um somit ein Ganzjahresquartier zu schaffen (vgl. DIETZ 2005).
- Neben bestehenden potenziellen Quartieren (Dehnungsfugen, Gewölbespalten, Spalten zwischen Brückenpfeilern) müssen weitere geschaffen werden wie z.B. zugängliche Entwässerungsröhre, Spaltenkästen (innen und außen), Hohlblocksteine etc.
 - Spaltenquartiere aus Fels oder Beton (möglichst zugluftfrei, warm und feucht) sollten in den Brückenkörper eingebracht werden. Eine äußere Anbringung von Holzkästen bietet meist nicht die angestrebten Faktoren (Luftfeuchte, Wärme etc.). Skizzen, Abbildungen und weitere Vorschläge finden sich bei DIETZ (2005).
- Wenn möglich (soweit die statische Sicherheit gegeben ist) sollten bestehende Spalten und Risse erhalten bleiben (DIETZ 2005).
- Arbeiten an bereits bestehenden Quartieren sollten je nach Nutzung der Fledermäuse jahreszeitlich angepasst werden, um Störungen zu vermeiden (bei Wochenstuben zwischen November und Februar; bei Winterquartieren ab Mai bis August). Bei ganzjähriger Nutzung ist eine Absprache mit ortskundigen Experten erforderlich, um den Zeitpunkt der geringsten Störung zu definieren.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Wiederkehrende Funktionskontrolle der Quartiere

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Vor allem Natursteinbauwerke (kleine Brücken) müssen häufig saniert werden. Diese Sanierung ist stets von einem fachkundigen Fledermausforscher zu begleiten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Sanierungen dieser Bauwerke bzw. das nachträgliche Anbringen von geeigneten Strukturen ist kurzfristig umsetzbar (<1 Jahr) und kurzfristig wirksam (1-3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind hinreichend bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Beispiele einer erfolgreichen und fledermausfreundlichen Sanierung von Natursteinbrücken sind bei DIETZ (2005) zu finden. Die Eignung ist somit bei Sanierungs- bzw. Optimierungsmaßnahmen bestehender Quartiere als hoch zu bewerten.
- Positive Nachkontrollen neu geschaffener Quartierangebote an gewässernahen Bauwerken sind bisher nicht bekannt. Für die Neuschaffung von Quartieren an gewässernahen Bauwerken liegen bislang zu wenig Kontrollergebnisse vor. Diese Maßnahme ist daher lediglich als mittel bewertet.
- ~~Bei der Neuanlage von Quartieren ist aufgrund der mangelnden Erfahrung und der Komplexität der Maßnahme ein maßnahmenbezogenes und populationsbezogenes Monitoring notwendig. Bei der Sanierung von bestehenden Quartieren ist aufgrund der positiven Funktionsnachweise (vgl. DIETZ 2005) lediglich ein begleitendes Monitoring bei landesweit bedeutsamen Vorkommen erforderlich.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel bis hoch (in Abhängigkeit ob eine Neuschaffung oder Sanierung bestehender Quartiere stattfindet)

4. Sanierung von Winterquartieren (FL4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Maßnahme ist nur dann anzuwenden, wenn einzelne Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen; bei traditionellen Dauerquartieren ist diese Maßnahme nicht anzuwenden. Insoweit ist stets eine Einzelfallbetrachtung erforderlich. Da sich Fledermäuse in Winterquartieren sehr häufig in Spalten und nicht einseharen Hohlräumen verstecken können, muss der Umfang einer Nutzung sowie die Bedeutung eines Winterquartiers zuvor durch Spezialisten geklärt werden. Neben der Beteiligung von ortskundigen Experten sind hierzu i.d.R. vorauslaufend vertiefende Untersuchungen erforderlich.

Gehen Winterquartiere verloren oder werden funktional beeinträchtigt, kann in der Regel Ersatz geschaffen werden, indem

- vorhandene Strukturen (Keller, Stollen, Tunnel, Bunkeranlagen), die bislang nicht besiedelt sind, in Bezug auf die von der Art geforderten Quartiereigenschaften optimiert bzw. saniert werden (zum Beispiel durch Öffnung von verschütteten Eingängen zu geeigneten unterirdischen Objekten, Schaffung von Hangstrukturen, Verbesserung der klimatischen Eigenschaften des Quartierraumes).
- Vorhandene, als Winterquartier genutzte, Strukturen hinsichtlich ihrer Quartiereigenschaft optimiert werden, indem zum Beispiel vorhandene Störungen (Zugang für störende Menschen, Zugang für Fressfeinde) eliminiert werden.

Vgl. die Spezialpublikationen (u.a. MITCHELL-JONES et al. 2007). Die Maßnahmen müssen ortsspezifisch festgelegt werden und können nur rahmenhaft allgemein beschrieben werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Maßnahme ist beschränkt auf sporadische Vorkommen von Eintieren und nur dann anzuwenden, wenn einzelne Quartiere von einzelnen Individuen verloren gehen. Traditionelle Dauerquartiere müssen stets als Einzelfall betrachtet werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich. Insbesondere eine Beleuchtungsfreiheit ist wichtig.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (fledermausgerechte Öffnungen, die Fressfeinden keinen Zutritt erlauben).
- Bei allen Sanierungen ist es sehr wichtig, dass vorhandene Ein- und Durchflugöffnungen erhalten bleiben, da neue Öffnungen meist nur zögerlich oder gar nicht angenommen werden.
- In einer Pufferzone von 100 m um das Quartier muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Hangmöglichkeiten mit unterschiedlichen Temperatur- und Hangeigenschaften (frostfrei, raue Decken, 2 cm breite Spalten oder Bohrlöcher).
- Vorrangig zu ergreifende Optimierungsmöglichkeiten (MITCHELL-JONES et al. 2007: 15 ff):
 - Sicherung der Zugänge vor unbefugtem Betreten (Vergitterung)
 - Steuerung von Luftströmung und Temperatur
 - Wiedereöffnung verschlossener unterirdischer Quartiere
 - Anbringen von zusätzlichen Hangplätzen
- Je nach örtlicher Situation müssen spezifische Rahmenbedingungen eingehalten werden (s. die allgemeinen Zusammenstellungen in MITCHELL-JONES et al. 2007, DIETZ 2005, REITER & ZAHN 2006).
- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur angegeben. Art, Umfang und sonstige Eigenschaften des neuen Wochenstubenquartiers müssen sich an den verloren gehenden Strukturen und Quartiereigenschaften orientieren.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Quartier ist dauerhaft (spätestens) alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei der Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Bauarbeiten sind bei Winterquartieren von Mai bis Ende Juli möglich. Renovierungen bei ganzjährig genutzten Quartieren sind im Einzelfall nach den Empfehlungen der örtlichen Experten zu planen, der günstigste Zeitpunkt ist meistens nur über eine Einzelfallprüfung ermittelbar.
- Es ist zu beachten, dass weitere Arten in unterirdischen Winterquartieren betroffen sein können, die möglicherweise andere mikroklimatische Bedingungen präferieren.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 1-5 Jahren (sofern ein bestehendes Quartier saniert wurde bzw. in unmittelbarer Nachbarschaft zu einem bestehenden Quartier neu entsteht).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Es sind Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden.
- Artbezogene Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden.
- Der Maßnahmentyp Sanierung wird naturschutzfachlich als allgemeine Zielsetzung häufig benannt (z. B. Erhaltung von unterirdischen Schwarm- und Winterquartieren (v.a. Einrichtung von einbruchssicheren Verschlüssen bzw. Fledermausgittern, Vermeidung von Umnutzungen und Störungen, Besucherlenkung, Erhalt und Förderung einer naturnahen Umgebung, s. LANUV 20101)). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen jedoch nicht vor.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Sind wesentliche Änderungen in der Quartierbeschaffenheit unvermeidbar, besteht allerdings eine geringe Annahmewahrscheinlichkeit / ein hohes Prognoserisiko.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

(Hinweis: die speziellen Anforderungen und die Wissenslücken bezüglich der Artökologie im Detail verursachen Unsicherheiten. Die für eine hohe Prognosesicherheit erforderliche Randbedingung, dass die beeinträchtigten Quartierqualitäten annähernd eins zu eins wiederhergestellt werden, wird sich nur äußerst selten realisieren lassen. Sofern dies aber gewährleistet werden kann oder andere notwendige Maßnahmen (Sicherung des Zuganges) unternommen werden, sind die Maßnahmen als besonders sinnvoll anzusehen. Die Maßnahme ist dann als FCS-Maßnahme geeignet).

5. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Fokus dieser Maßnahme liegt auf der Schaffung von Gewässer begleitenden Strukturen (Galeriewälder), welche sowohl als Leitstrukturen als auch als Jagdgebiete genutzt werden können, wenn diese fehlen.

Wasserfledermäuse gelten als empfindlich gegenüber Zerschneidung ihrer Flugwege. Entsprechend kann durch Pflanzung von Hecken / Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden (SWIFT 1997). Durch das Schließen von Lücken in Heckensystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt (vgl. MOSTERT & VAN WINDEN 1989, HELMER & LIMPENS 1982 IN LIMPENS & KAPTEYN 1991). „Auch im Wald halten sich Wasserfledermäuse „an „Wald-Flugstraßen“, die ähnlich wie die bekannten „Feld-Flugstraßen“ gute Seitendeckung bieten.“ (RIEGER 1995: 27).

Inwieweit die Vegetationsstrukturen entlang der Flugrouten von der Wasserfledermaus auch als Nahrungshabitate opportunistisch genutzt werden, wird in der Literatur unterschiedlich beurteilt (verneinend: VERBOOM & HUITEMA 1997, bejahend: RIEGER 1995).

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Als verbindendes Element zwischen Standort der Wochenstubenkolonie und günstigen (potenziellen oder nachgewiesenen) Jagdhabitaten.
- Es ist darauf zu achten, dass betroffene Gehölzstrukturen außerhalb von Gewässern in unmittelbarer Nähe von neuen Gehölzstrukturen ersetzt werden.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich. Grundsätzlich sollten keine Maßnahmen in Straßennähe angelegt werden, sofern nicht für sichere Querungsmöglichkeiten gesorgt ist (kollisionsempfindliche Art, FÖA 2011).
- Der Maßnahmenstandort darf keine nächtliche Beleuchtung aufweisen. Hierbei kann Dunkelheit auch als Lenkmaßnahme gezielt eingesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Für jeweils eine(n) Flugweg / verloren gehende Struktur muss ein(e) neue(r) zwischen Wochenstube und Jagdhabitaten (Wäldern im Umfeld der Kolonie bis 2,5 km) entwickelt werden.
- RIEGER et al. (1992: 16) berichtet von einem 1 km langen Flussabschnitt als günstigem Wasserfledermaus-Habitat.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Gehölzpflege ggf. alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegereingriffe (s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden. Insbesondere sind breitere Zufahrten (>10 m) im Hinblick auf die Artanforderungen abzustimmen.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) bzw. sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist das Pflanzgut im Einzelfall auszuwählen und es sind schnellwüchsige Arten zu bevorzugen, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, um somit eine Leitstruktur für Fledermäuse zeitnah entwickeln zu können. Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurzfristig (1-5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (Nachweise Struktur gebundener Fledermausarten an 2-3 m hohen neuen Heckenstrukturen im Zuge wissenschaftlicher Nachkontrollen an der A 17 bei Dresden; NACHTaktiv / SWILD 2008).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurzfristig (d.h. <5 Jahre) entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Wissenschaftliche Belege existieren nur mittelbar und sind nicht artbezogen (NACHTaktiv/SWILD 2008). Die Plausibilität der Maßnahme wird dennoch als hoch eingestuft, weil sie den allgemein vorhandenen Empfehlungen zum Fledermausschutz in der Literatur entspricht (HELMER & LIMPENS 1988, LIMPENS et al. 2005) und eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

6. Anlage / Optimierung von Gewässern (G1, G6, W1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten (Erhöhung der Insektenmenge als Nahrungsgrundlage) durch:

- Anlage / Optimierung von Stillgewässern.
- Extensivierung von Fischteichen (Nutzungsaufgabe, Reduzierung des Fischbesatzes).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen. Die Wasserfledermaus ist darauf spezialisiert, Beuteinsekten knapp über der Wasseroberfläche von Fließ- und Stillgewässern zu fangen. Die Gewässer und andere Standorte müssen vor allem insektenreich sein, die Naturnähe spielt dabei nur eine untergeordnete Rolle insoweit, dass naturnahe vegetationsreiche Flachgewässer meist eine höhere Rate an Insekten aufweisen. Mäßig nährstoffreiche, naturnahe Gewässer weisen die höchsten Schlupfraten an Beuteinsekten auf und sind dementsprechend als Nahrungshabitat für die Wasserfledermaus besonders geeignet (VAUGHAN et al. 1995). Ein hoher Fischbesatz in Gewässern führt zu einer nachhaltigen Reduzierung der Insekten und zu einer Minderung als Nahrungshabitat (EBENAU 1995).

Hinweis: Wegen der relativen Flexibilität der Art bezüglich der Nahrungshabitate sind diese nur in Ausnahmefällen bestandslimitierend.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Je nach Maßnahme in Abhängigkeit zum Beispiel von der Wasserverfügbarkeit. Die Gewässer dürfen während der sommerlichen Anwesenheit der Fledermäuse nicht vollständig austrocknen.
- Gewässer sollen innerhalb des Aktionsraumes der lokalen Population (Kolonie) liegen (<2,5 km Radius). Als besonders günstig gelten Gebiete (hervorragender Erhaltungszustand entsprechend ABC-Bewertung des LANUV NRW 2010), welche >5 Gewässer > 1 ha oder 1 Gewässer >10 ha und zusätzlich ein langsam fließendes, insektenreiches Fließgewässer aufweisen.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich. Grundsätzlich sollten keine Maßnahmen in Straßennähe angelegt werden, sofern nicht für sichere Querungsmöglichkeiten gesorgt ist (kollisionsempfindliche Art, FÖA 2011)).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Der individuelle Aktionsraum von Wasserfledermäusen wird mit 43 ha angegeben (MESCHÉDE & HELLER 2000). Die Nahrungshabitats sind darin inselartig verteilt. Bei Untersuchungen in verschiedenen gewässerreichen Wäldern in Bayern wurden im Sommer Siedlungsdichten von 23-86 Individuen pro Quadratkilometer festgestellt (MESCHÉDE & HELLER 2000).
- Orientierungswerte: Es sind keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur vorhanden. Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitats entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche. Gegebenenfalls kann berücksichtigt werden, dass Gewässer oder andere Feuchtlebensräume in der Regel eine höhere Insektenschlupfrate aufweisen als grundwasserferne Wälder und andere Standorte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig: Anlage von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach wenigen Wochen aufgesucht und bejagt. Die Wirksamkeit tritt vermutlich kurzfristig ein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie der Art in Bezug auf die Habitatsprüche des Nahrungshabitats ist gut bekannt.
- Insofern ist naheliegend, dass die Schaffung von insektenreichen Gewässern und vergleichbaren Habitats das Nahrungsangebot für die Wasserfledermaus substanzial verbessern kann (STEFFENS et al. 2004: 93 mit Bezug auf RIEGER 1996, KOKUREWICZ 1995).
- Eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die lokalen Populationen der Fledermäuse ist allerdings nicht ohne weiteres herstellbar.
- Nachkontrollen bezüglich der Entwicklung von Wasserfledermaus-Populationen nach Anlage zusätzlicher Gewässer bzw. von Feuchtwäldern liegen nicht vor. Im Analogieschluss kann aus den oben genannten Expertenbewertungen aber mit hoher Sicherheit geschlossen werden, dass die Maßnahmen zwecks Bereitstellung zusätzlicher Nahrungsressourcen wirksam sind.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Wasserfledermaus stehen in erster Linie mittelfristig wirksame Maßnahmentypen zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Entwicklung / Förderung von Baumquartieren als natürliches Quartierpotenzial hat für die Wasserfledermaus die höchste Priorität. Kurzfristig können die Maßnahmen „Anbringen von Fledermauskästen“ und die „Optimierung / Herstellung von Quartierpotenzial an gewässernahen Bauwerken“ (Spaltenquartiere) zusätzliches Quartierangebot bereitstellen (Priorität mittel). Aufgrund der strukturgebundenen Flugweise hat die „Anlage von Gehölzstrukturen“ (soweit diese als Leitstrukturen fehlen) eine hohe Priorität.

Quellen:

ArGe Querungshilfen (2003): Querungshilfen für Fledermäuse. Schadensbegrenzung bei der Lebensraumzerschneidung durch Verkehrsprojekte. Kenntnisstand - Untersuchungsbedarf im Einzelfall - fachliche Standards zur Ausführung. Positionspapier der Arbeitsgemeinschaft. Dr. Robert Brinkmann, Gundelfingen; Dipl.-Biol. Lothar Bach, Bremen; Dipl.-Biol. Martin Biedermann, Jena; Dipl.-Biol. Markus Dietz, Laubach; Dipl.-Biol. Carsten; Dense, Osnabrück; Dr. Wolfgang Fiedler, Radolfzell; Dipl.-Biol. Malte Fuhrmann, Oberwallmenach; Dipl.-Biol. Andreas Kiefer, Mainz; Dipl.-Ing. Herman Limpens, Wageningen; Dipl.-Ing. Ivo Niermann, Hannover; Dipl.-Biol. Wigbert Schorcht, Walldorf; Dipl.-Biol. Ulf Rahmel, Harpstedt; Dr. Guido Reiter, Wilhering; Dipl.-Biol. Matthias Simon, Marburg; Dipl. Zool. Claude Steck, Zürich. http://www.buero-brinkmann.de/Positionspapier_2003_4.pdf Download vom 6.10.03.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft und Arbeit http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf, pp. 134.

Dietrich J.; Dietrich H. (1991): Untersuchungen an baumlebenden Fledermäusen im Kreis Plön. - *Nyctalus* 4(2): 153-167.

Dietrich, H. (1994): Fledermausschutz und Erfolgskontrollen aus dem Kreis Plön (Schleswig Holstein) – *Nyctalus* 5 (3/4): 456-467.

Dietrich, H. (1998): Zum Einsatz von Holzbeton-Großhöhlen für waldbewohnende Fledermäuse und zur Bestandsentwicklung der Chiropteren in einem schleswig-holsteinischen Revier nach 30-jährigen Erfahrungen. – *Nyctalus* 6 (5): 456-467.

Dietz, C. (2005): Fledermäuse schützen – Berücksichtigung des Fledermausschutzes bei der Sanierung von Natursteinbrücken und Wasserdurchlässen. Innenministerium Baden-Württemberg. 40S.

Dietz, M.; Boye, P. (2004): *Myotis daubentonii* (KUHL, 1817). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E.; Ssymank, A. (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000, Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.): Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69 (2): 489-495.

Dietz, M.; Weber, M. (2000): Baubuch Fledermäuse. Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Arbeitskreis Wildbiologie an der Universität Gießen (Hrsg.). 228 S. + Kopiervorlagen. Auszugsweise: NABU Hessen.

Ebenau, C. (1995): Ergebnisse telemetrischer Untersuchungen an Wasserfledermäusen (*Myotis daubentoni*) in Mülheim an der Ruhr. - In: *Nyctalus* (N.F.) 5 (5): 379 - 394.

Encarnaçao, J. A.; Dietz, M.; Kierdorf, U. (2001): Zur Ökologie männlicher Wasserfledermäuse im Sommerhabitat. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 31, pp. 51.

FÖA (2011): Arbeitshilfe Fledermäuse und Straßenverkehr. Ausgabe 2011 (Entwurf, Stand Okt. 2011). Auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.256/2004/LR „Quantifizierung und Bewältigung verkehrsbedingter Trennwirkungen auf Arten des Anhangs der FFH-Richtlinie, hier Fledermauspopulationen“ des Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. Bearb. Dr. J. Lüttmann, R. Heuser, W. Zachay (FÖA Landschaftsplanung GmbH) unter Mitarbeit von M. Fuhrmann (Beratungsgesellschaft NATUR GbR), Dr. jur. T. Hellenbroich, Prof. G. Kerth (Univ. Greifswald), Dr. B. Siemers (Max Planck Institute für Ornithologie). 108 S.

Frank, R (1997): zur Dynamik der Nutzung von Baumhöhlen durch ihre Erbauer und Folgenutzer am Beispiel des Philosophenwaldes in Gießen an der Lahn. Vogel und Umwelt. Heft 9:59-84.

Glutz von Blotzheim, U.N.; Bauer, K.M. (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag. Wiesbaden. CD-Ausgabe.

Helmer, W.; Limpens, H. J. G. A. (1988): Echo's in het landschap; over vleermizen en oecologische infrastructuur. De Levende Natuur 1. 2-6.

Kokurewicz, T. (1995): Increased population of *Myotis daubentoni*'s bat (*Myotis daubentoni*) in Poland. *Myotis* 32 / 33: 155-161.

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf

LANUV (2012): [http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/.../\[ART\]](http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/.../[ART]) (21.4.2012).

Leitl, R. (1995): Nistkastenbewohnende Fledermäuse in einem Waldgebiet der Mittleren Oberpfalz. - unveröffentlichte Diplomarbeit am Lehrstuhl für angewandte Zoologie der forstwissenschaftlichen Fakultät der Ludwig-Maximilians-Universität München.

Leitl, R. (2009): Erfassung der Waldfledermäuse im Umfeld des Manteler Forstes 2009. – Bayerisches Landesamt für Umwelt. 23 S.

- Limpens, H.; Kapteyn, K. (1991): Bats, their behaviour an linear landscape elements. *Myotis* 29. 39-48.
- Limpens, H.; Twisk, P.; Veenbaas, G. (2005): Bats and road construction. Brochure about bats and the ways in which practical measures can be taken to observe the legal duty of care for bats in planning, constructing, reconstructing and managing roads. Engl. Fassung der Studie, in Holländisch 2004, Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management. Directorate-General for Public Works and Water Management, Road and Hydraulic Engineering Institute, Delft, the Netherlands and the Association for the Study and Conservation of Mammals, Arnhem, the Netherlands. <http://www.verkeerenwaterstaat.nl/kennisplein/uploaded/DWW/2006-02/273409/DWW-2005-033%20Bats%20and%20road%20construction%20.pdf> (21.11.08)
- Meschede, A.; Heller, K.-G. (2000): F&E Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.“
- Meschede, A.; Heller K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66. Bonn - Bad Godesberg.
- Mitchell-Jones, T.; Bihari, Z.; Masing, M.; Rodrigues, L. (2007): Schutz und Management unterirdischer Lebensstätten für Fledermäuse. EUROBATS Publication Series No. 2 (deutsche Fassung).
- Mostert, K.; van Winden, A.; Limpens, H.J.G.A.; Helmer, W. (1989): Bats and linear landscape elements. *Lutra* 32, pp. 1-20.
- NACTaktiv / SWILD (2007): Monitoring der Fledermausschutzmaßnahmen an der BAB A 17 Dresden – Grenze D /CZ. Im Auftrag der DEGES. Unveröff.
- Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. INTERREG IIIB Lebensraumvernetzung.
- Richarz, K. (1997): Biotopschutzplanung für Fledermäuse - Entwurf eines kurzen Leitfadens zum Schutz der Lebensräume im Sinne des Abkommens zur Erhaltung der Fledermäuse in Europa. *Nyctalus* (N.F.), Berlin 6(3). 289-303.
- Rieger, I. (1995): Wasserfledermäuse jagen auch im Wald - ein Pilotprojekt im Rahmen des Europäischen Naturschutzjahres. *Flip Flop* (Mitteilungsorgan der Fledermausgruppe Rheinfall), H.4, 1-33.
- Rieger, I. (1996): warum größere Wasserfledermausbestände in Mitteleuropa? Ein Diskussionsbeitrag. *Myotis* 34: 113-119.
- Rieger, I.; Walzthöny, D.; Alder, H. (1993): Wasserfledermäuse, *Myotis daubentonii*, benutzen Flugstrassen. *Mitt. natf. Ges. Schaffhausen* 37; 37 – 69.
- Roer, H. & W. Schober (2001): *Myotis daubentonii* (Leisler, 1819) – Wasserfledermaus. In: Krapp, F. (2001): *Handbuch der Säugetiere Europas*.
- Steffens, R.; Zöphel, U.; Brockmann, D. (2004): 40 Jahre Fledermausmarkierungszentrale Dresden, methodische Hinweise und Ergebnisübersicht. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- Swift, S.-M. (1997): The use of flyways by bats in Scotland. *Scottish Bats* 4: S. 36 – 37.
- Vaughan, N.; Jones, G.; Harris, S. (1995): Effects of sewage effluent on the activity of bats (Chiroptera: Vespertilionidae) foraging along rivers. *Biological Conservation* 78, pp. 337-343.
- Verboom B.; Huitema, H. (1997): The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* Vol. 12 (2). 117-125.

2.18 Wildkatze (*Felis silvestris*)

Wildkatze *Felis silvestris* ID 93

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Waldbereich mit den zur Geheckanlage bzw. für die Reproduktion geeigneten Strukturen (hohle Bäume, Wurzelteller, Hochsitze und Kanzeln, Holzpolter: Sammelplätze für Langholz).

Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte; die Ruhestätte umfasst dabei mindestens die Schlafstätten, Tagesverstecke und Sonnenplätze der Wildkatze (dichte Gebüsche, Fichtenverjüngungen, Lichtungen, Waldrandbereiche, Bachbegleitvegetation, Feldgehölze usw.).

Fortpflanzungs- und Ruhestätten werden innerhalb des Streifgebietes von den meisten Individuen häufig gewechselt; eine statische Betrachtung der FoRu ist dementsprechend nicht sinnvoll.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Teilpopulation in einem Waldbereich, der durch nicht mehr als 2 km breites weitgehend unstrukturiertes Offenland oder andere Barrieren (Siedlung) von anderen von Wildkatzen besiedelten Bereichen getrennt ist (hilfsweise heranzuziehendes Kriterium; Offenland stellt nicht per se eine Barriere dar). **Bei größeren Raumeinheiten (große geschlossene Waldgebiete) werden auch deutlich getrennte Vorkommen als Lokalpopulation zusammengefasst. Die Wildkatzenachweise (Beobachtungs- oder Fundpunkte) dürfen dann allerdings nicht weiter als 30 km voneinander entfernt liegen und nicht durch Barrieren getrennt sein (BfN 2014)**

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Baumhöhlen, Baumstubben / Wurzelteller, Holzstöße, Dickungen usw. werden zur Geheckanlage präferiert (KNAPP et al. 2000, GÖTZ & ROTH 2006).
- Nahrungs- und deckungsreiche Waldstrukturen:
 - Strukturreiche Laubmischwälder mit Lichtungen sowie hohem Grenzlinienanteil, Windwürfe und Sukzessionsflächen (dort ist die Dichte der Nahrungstiere (v.a. Mäuse) sehr hoch).
 - Von ruhenden Wildkatzen werden undurchdringliche Dickungen bevorzugt (SCHRÖDER 2004, HERRMANN mdl.).
- Nahrungs- und deckungsreiche Offenlandbereiche: Wiesen, Bachläufe (PIECHOCKI 1990). Auch intensiv bewirtschaftete Wiesen v.a. in Waldnähe (hohe Beutetierdichte); Nahrungshabitate können im Offenland bis zu mehreren Kilometer Entfernung zu geschlossenen Waldgebieten liegen, u.U. auch rel. siedlungsnah (TRINZEN, schriftl. Mitt. 8.2.2012, nach Telemetriedaten aus der Nordeifel und Angaben von S. MENTZEL (Hardtrand) und FVA Freiburg (Rheinebene)).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Eine Vernetzung vereinzelter Waldflächen muss über Heckenstrukturen, Feldgehölze, Bachläufe o.ä. gegeben sein (PIECHOCKI 1990).
- Als Mindestgröße für eine intakte Wildkatzenpopulation gelten ca. 2.000 km² störungsarme und weitgehend unzerschnittene Waldfläche (vgl. KNAPP et al. 2000).
- Die durchschnittliche Größe eines Streifgebietes einer Katze beträgt 700 ha (HÖTZEL et al. 2007: 38). Nach HERRMANN (2005) können Streifgebiete eines Kunders bis zu 4.000 ha groß sein.

Sonstige Hinweise:

- Nutzflächen (Wiesen) / Offenlandflächen werden v.a. dann genutzt, wenn Störungen oder der Jagddruck gering sind.
- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Wildkatze vor (<https://fu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/saeugetiere/wildkatze/> Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Nutzungsextensivierung im Wald / Waldbauliche Maßnahmen (W1.1, W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von Habitaten mit Eignung insbesondere als Fortpflanzungs- und Ruhestätte durch

- Nutzungsverzicht
- Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen
- Herausnehmen ausgewählter (potenziell höhlenreicher) Bäume aus der Nutzung (Sicherung / Erhöhung des Alt-/Totholzanteils bzw. der Höhlendichte).

Die forstliche Nutzung der Fläche wird reduziert (geringere mechanische Beanspruchung, kleinräumiger Wechsel der Strukturen). Der Höhlenbaumanteil / ha und der Anteil sonstiger geeigneter Strukturen (liegendes Totholz, Höhlungen unter Wurzelstubben mit Versteckmöglichkeiten) wird erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Strukturarmer Waldbestand angrenzend an / innerhalb von aktuell besetzten Habitaten (innerhalb des großräumigen Streifgebietes).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Einzelvorkommen):

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheint als Orientierungswert mindestens die Größe der beeinträchtigten Eingriffsfläche (fachliche Einschätzung). Fachlich bedeutet dies, dass innerhalb jedes Streifgebietes einer Wildkatze so viele geeignete Fortpflanzungsstätten zur Verfügung stehen müssen, dass Feinde (Prädatoren) nicht ohne Weiteres erkennen, wo sich die jungen Wildkatzen befinden. Im Falle eines Eingriffs in einem kleinen Teil des individuellen Streifgebietes ist es ausreichend, wenn an anderer Stelle des Streifgebietes Fortpflanzungs- und Ruhestätten in einem Ausmaß neu geschaffen werden, wie sie durch den Eingriff verloren gehen, und derzeit optimale Bereiche dauerhaft gesichert werden. Die Maßnahmenfläche muss daher ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Streifgebiet bestehen und über ein geeignetes Aufwertungspotential verfügen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege bzw. Sicherung der Bestände (zur Erhaltung o.g. Strukturen, Pflege nach Erfordernis)
- Altbäume (potenzielle Höhlenbäume) bleiben bis zu ihrem Zerfall unbewirtschaftet.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Wegen der Großräumigkeit der von der Wildkatze beanspruchten Habitats und aufgrund ihrer Störmempfindlichkeit sind die Maßnahmen innerhalb eines Gesamtkonzeptes zu planen, welches auch die bestehenden Nutzungen und Nutzungsansprüche im Umfeld berücksichtigt.

- Schaffung von Ruhezeiten durch Besucherlenkung, Waldwegerückbau und Einrichtung von Jagdruhezeiten (HERRMANN 2005) sind wichtige Elemente zur Funktionssicherung der Ausgleichsflächen (Wanderwege, Mountainbikestrecken, sonstige touristische Infrastruktur wie z.B. Kletterparks).
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.
- Bei forstlichen Maßnahmen muss während der Aufzuchtzeit Rücksicht auf Jungtiere genommen werden (Gefährdung z.B. bei Abfuhr von Holzlagern).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Mehrheitlich sind die Strukturen kurzfristig herstellbar und danach auch sofort als Angebot wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt (z.B. HÖTZEL et al. 2007, KNAPP et al. 2000, MENZEL 2011, PIECHOCKI 1990, RAIMER 1994, SCHRÖPFER 2012, TRINZEN 2000, 2006, 2009).
- Die benötigten Strukturen sind Mehrheitlich kurzfristig entwickelbar.
- Die Wildkatze gilt als (diesbezüglich) anpassungsfähige Art, die Annahme geeigneter Flächen im räumlichen Zusammenhang mit nachgewiesenen Vorkommen kann angenommen werden.
- Maßgeblicher als die reine Waldfläche (sofern die Mindestarealgröße gewahrt ist) ist das Vorhandensein der als Fortpflanzungs- und Ruhestätten präferierten Strukturen. Insofern können sich die Maßnahmen vielfach auf die Anreicherung der Waldflächen mit den entsprechenden Strukturen konzentrieren (Ausweitung von Offenlandstrukturen, Feldgehölzen, Bachbegleitstrukturen, auch als Nahrungshabitate).
- Wissenschaftliche Belege für die Wirksamkeit entsprechender Maßnahmen existieren nicht. Die Maßnahmen entsprechen den Empfehlungen der o.g. Experten für den Wildkatzenschutz. Naturnahe Wälder stellen für die Wildkatze einen günstigen Lebensraum dar, so dass eine Annahme der Maßnahmenflächen als sicher gelten kann, sofern flankierend die Störungsfreiheit gewährleistet wird.
- Bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ist ein populationsbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Umwandlung monoton gleichaltriger Bestände in strukturreiche ungleichaltrige Bestände (W2.1, W2.2, W3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anreicherung der Habitate innerhalb des Streifgebietes durch nahrungsreiche und versteckreiche Bestände / Bestandselemente, im Einzelnen

- Auflichten dichter Gehölzbestände
- Förderung von Unterholz und Dickichten, Waldwiesen, -lichtungen
- Kleinkahlschläge (Flächenfreistellung) mit anschließender natürlicher Sukzession

durch

- Lokales Lichtstellen, Auflichten des Kronendaches
- Umbau von Nadelwald zu strukturreichen Laub(-Misch)waldbeständen (mosaikartige Durchforstung auf ca. 2 ha)
- Förderung von Unterholz und Dickichten durch regelmäßiges „Auf den Stock-Setzen“: Dadurch werden die wichtigen, weil deckungs- und nahrungsreichen, frühen Sukzessionsstadien erhalten.

Wenig bis nicht geeignete Habitate (Waldbereiche) werden durch Auflichtung in strukturarmen Bereichen, durch Förderung / Belassen von Naturverjüngung usw. in ihrer strukturellen Ausstattung optimiert.

Die forstliche Nutzung der Flächen wird reduziert (geringere mechanische Beanspruchung, kleinräumiger Wechsel der Strukturen, idealerweise mit mittel- und niederwaldartigen Strukturen auf ca. 2 ha im Wechsel).

Das Angebot an Tagesverstecken und Sonnenplätzen wird erhöht.

Das Nahrungsangebot wird erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Strukturarmer Wald angrenzend an aktuell besetzte Habitate oder zwischen aktuell besetzten Habitaten.
 - Der Standort sollte störungsarm sein.
- Waldflächen sollten zusammenhängend oder über Gehölzstrukturen miteinander verbunden sein, bevorzugt entlang von Gewässern.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Einzelvorkommen):

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheint als Orientierungswert mindestens die Größe der beeinträchtigten Eingriffsfläche (fachliche Einschätzung). Fachlich bedeutet dies, dass innerhalb jedes Streifgebietes einer Wildkatze so viele geeignete Fortpflanzungsstätten zur Verfügung stehen müssen, dass Feinde (Prädatoren) nicht ohne Weiteres erkennen, wo sich die jungen Wildkatzen befinden. Im Falle eines Eingriffs in einem kleinen Teil des individuellen Streifgebietes ist es ausreichend, wenn an anderer Stelle des Streifgebietes Fortpflanzungs- und Ruhestätten in einem Ausmaß neu geschaffen werden, wie sie durch den Eingriff verloren gehen, und derzeit optimale Bereiche dauerhaft gesichert werden. Die Maßnahmenfläche muss daher ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Streifgebiet bestehen und über ein geeignetes Aufwertungspotential verfügen.
- Erhalt von Sonderstrukturen wie Wurzelteller, Baumstümpfe, kleine Gewässer, Kahlstellen usw.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege der Bestände (zur Erhaltung o.g. Strukturen nach Erfordernis): Lokales Lichtstellen / Auflichten des Kronendaches

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wegen der Großräumigkeit der von der Wildkatze beanspruchten Habitate und aufgrund ihrer Stömpfindlichkeit sind die Maßnahmen innerhalb eines Gesamtkonzeptes zu planen, welches auch die bestehenden Nutzungen und Nutzungsansprüche im Umfeld berücksichtigt.
- Schaffung von Ruhezeiten durch Besucherlenkung, Waldwegerückbau und Einrichtung von Jagdruhezonen (HERRMANN 2005) sind wichtige Elemente zur Funktionssicherung der Ausgleichsflächen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Innerhalb von 10 Jahren Steigerung der Habitatqualität um 20 – 100 % (HERRMANN 2005).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt (z.B. HÖTZEL et al. 2007, KNAPP et al. 2000, PIECHOCKI 1990, RAIMER 1994, TRINZEN 2000, TRINZEN 2009).
- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar. Die erforderlichen Habitatrequisiten wie Strukturen zur Geheckanlage und Tagesverstecke sowie Nahrungshabitate sind bei entsprechender Pflege auf den Maßnahmenflächen in geeignetem Umfang und in der erforderlichen Stabilität (langfristig) vorhanden (HERRMANN 2005).
- Wildkatzen gelten als anpassungsfähig räumliche Strukturen betreffend (nicht bezüglich der Nahrung) (SCHRÖPFER 2012); die Annahme geeigneter Flächen im räumlichen Zusammenhang mit nachgewiesenen Vorkommen kann daher angenommen werden.
- Maßgeblicher als die reine Waldfläche (sofern die Mindestarealgröße gewahrt ist) ist das Vorhandensein der als FoRu präferierten Strukturen. Insofern können sich die Maßnahmen vielfach auf die Anreicherung der Waldflächen mit den entsprechenden Strukturen konzentrieren.
- Wissenschaftliche Belege für die Wirksamkeit entsprechender Maßnahmen existieren nicht. Vielfältig strukturierte und artenreiche Waldbestände / Waldränder stellen Optimalhabitate für die Wildkatze dar. Die Maßnahmen entsprechen den Empfehlungen der o.g. Experten für den Wildkatzenschutz. Naturnahe Wälder stellen für die Wildkatze einen günstigen Lebensraum dar, so dass eine Annahme der Maßnahmenflächen als sicher gelten kann, sofern flankierend die Störungsfreiheit gewährleistet wird.
- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

• Bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ist ein populationsbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen (Quartiere)

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Anlage von Schneisen / Waldlichtungen (W3), Entwicklung von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (W 4.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

- Anlage von Schneisen
- Schaffung offener Waldlichtungen
- Entwicklung eines Waldmantel – Waldsaum-Bereichs (Bereitstellung einer Pufferzone zwischen Waldinnenbestand und angrenzender Nutzung auf mindestens 30 m Breite durch lokales Lichtstellen, Auflichten des Kronendaches / Auflichten dichter Gehölzbestände im Waldrand)

Die Anlage strukturreicher Offenlandbereiche stellt wichtige Trittsteinbiotope und Ausbreitungskorridore für die Wildkatze dar. Zudem werden geeignete Strukturen für potenzielle Beutetiere geschaffen. Das Angebot an Tagesverstecken wird erhöht. Das Nahrungsangebot wird erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Strukturarme Wald- bzw. Waldrandbereiche angrenzend an aktuell besetzte Habitats oder zwischen aktuell besetzten Habitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Einzelvorkommen):

- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheint als Orientierungswert mindestens die Größe der beeinträchtigten oder wertgeminderten Eingriffsfläche (fachliche Einschätzung). Die Maßnahmenfläche muss daher ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Streifgebiet bestehen und über ein geeignetes Aufwertungspotential verfügen.
- Pro Individuum / beeinträchtigtes Revier mindestens Waldrandlänge entlang des Aktionsraumes (sofern im räumlichen Verbund mit vorhandenen Habitaten / Vorkommen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflege der Bestände (zur Offenhaltung bzw. Erhaltung o.g. Strukturen nach Erfordernis)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wegen der Großräumigkeit der von der Wildkatze beanspruchten Habitats und aufgrund ihrer Störfähigkeit sind die Maßnahmen innerhalb eines Gesamtkonzeptes zu planen, welches auch die bestehenden Nutzungen und Nutzungsansprüche im Umfeld berücksichtigt.
- Schaffung von Ruhezeiten durch Besucherlenkung, Waldwegerückbau und Einrichtung von Jagdruhezonen (HERRMANN 2005) sind wichtige Elemente zur Funktionssicherung der Ausgleichsflächen.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche (Wege-)Sicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl / der Maßnahmenwahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort (unmittelbar nach Umsetzung der Anlage von Waldschneisen und offener Waldlichtungen).
- Innerhalb von 5-10 Jahren Entfaltung der vollen Wirksamkeit bei der Entwicklung von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (je nach Rahmenbedingungen des Ausgangsbestandes) (eig. Einschätzung)

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatsprüche der Art sind gut bekannt (z.B. HÖTZEL et al. 2007, KNAPP et al. 2000, PIECHOCKI 1990, RAIMER 1994, TRINZEN 2000, TRINZEN 2009).
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Belege: Wildkatzen nutzen Waldrandbereiche überproportional, wobei vor allem die weiblichen Tiere an diesen Habitat gebunden sind (HÖTZEL et al. 2007:119). Die Annahme von Waldrandbereichen zur Migration (v.a. entlang von Bachläufen) oder zur Nahrungssuche wurde in neueren Studien vielfach bestätigt (z.B. TRINZEN 2009, KLAR 2010, MENZEL 2011).
- Die Erfolgswahrscheinlichkeiten und der Realisierungszeitraum sind von den örtlichen Gegebenheiten im Einzelfall abhängig (Ausgangsbestand, angrenzende Nutzung). Direkte Wirksamkeitsbelege einer solchen Maßnahme liegen nicht vor. Sie ist aber aus der Artökologie heraus in hohem Maß plausibel bzw. lässt sich im Analogieschluss daraus ableiten (u.a. HÖTZEL et al. 2007).
- Wesentlich für den Maßnahmenenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ist ein populationsbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen (Quartiere)
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Installation von Wurfboxen oder alternativen Geheckmöglichkeiten (S1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

- Exposition von Wurfboxen zur Geheckanlage

Hilfsweise und nur als kurzfristige Übergangslösung werden Funktionslücken infolge eines zeitweiligen Mangels an Baumhöhlen, Wurzelstubben o.ä. Strukturen für die Reproduktion (Geheckanlage) geschlossen, bis natürliche Verstecke (aufgrund weiterer Maßnahmen) zur Verfügung stehen.

(Die Maßnahmenstandorte und eine umgebende Pufferzone von 100 m sind aus der Nutzung zu nehmen. In entsprechend strukturarmen Wäldern sind parallel weitere Strukturierungsmaßnahmen durchzuführen).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Zur Realisierung eignen sich u.U. Gebiete, in denen weniger als eine Baumhöhle oder Faulhöhle pro 100 ha zur Verfügung steht (HERRMANN 2005).

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche selbst sollte störungsarm sein.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Individuum):

- Pro Individuum / Geheck werden 4 - 10 Boxen pro 1.000 ha (HERRMANN 2005) bzw. vergleichbare Strukturelemente (s.u.) im räumlichen Verbund angeboten.
- Verwendung spezieller Kastentypen aus unbehandeltem Holz (Anleitung zum Bau einer Wurfbox bei HERRMANN 2005, S. 37, Anlage 3). Boxen sollten erhöht stehen zum Schutz vor Verrottung, Eingang auf der Wind abgewandten Seite in einer Höhe von mind. 2 m.
- Statt der Wurfkästen können ggf. auch andere Strukturen die Funktion übernehmen. Bspw. können alte Hochsitze im Revier belassen werden (nicht verrottbare Materialien und Leitersprossen bis in eine Höhe von mind. 2 m müssen entfernt werden). Ebenso können andere Verstecke angeboten werden (z.B. durch Offenlassen / Öffnen alter Bunkeranlagen oder Stollenanlagen) im Wald.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen (aus der Nutzung genommenen Bäume / Bereiche, in denen Kästen untergebracht werden) sind eindeutig und individuell zu markieren.
- Die Kästen / Strukturen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung der Boxen (vor der Ranzzeit) und ggf. Ausbesserung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Wegen der Großräumigkeit der von der Wildkatze beanspruchten Habitate und aufgrund ihrer Störempfindlichkeit sind die Maßnahmen innerhalb eines Gesamtkonzeptes zu planen, welches auch die bestehenden Nutzungen und Nutzungsansprüche im Umfeld berücksichtigt.
- Die langfristige Sicherung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Wildkatze erfolgt parallel über den Nutzungsverzicht von Bäumen im Umkreis von 100 m um den Kastenstandort (z.B. durch die Schaffung von Altholzinseln).
- Schaffung von Ruhezeiten (u.a. Besucherlenkung), Waldwegerückbau und Einrichtung von Jagdruhezonen (HERRMANN 2005) sind u.U. notwendige Ergänzungselemente zur Funktionssicherung der Maßnahme.
- Konflikte, die dem Zielzustand u.a. durch mögliche (Wege-)Sicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl / der Maßnahmenwahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unmittelbar wirksam (< 5 Jahre)

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt (z.B. HÖTZEL et al. 2007, KNAPP et al. 2000, PIECHOCKI 1990, RAIMER 1994, TRINZEN 2000, TRINZEN 2009).
- Die Maßnahme ist kurzfristig umsetzbar.

- Belege: Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme wird bei HERRMANN (2005) ausführlich beschrieben, es wird jedoch darauf hingewiesen, dass es aufgrund fehlender praktischer Erfahrungen und Wirksamkeitskontrollen bislang keine Belege gibt. Ein Monitoring ist deshalb notwendig.
- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- ~~Bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ist ein populationsbezogenes Monitoring erforderlich.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: ~~mittel (nachrangige Maßnahme)~~ gering

5. Anlage von Gehölzen (O 3.1); Gewässersanierung (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Um isolierte Waldbestände miteinander zu verbinden und Ausbreitungskorridore zu schaffen, werden lineare Strukturen angelegt, die von Wildkatzen als Leitstrukturen angenommen werden. Gleiches gilt für Flächen in Gewässernähe, die besonders von männlichen Wildkatzen signifikant häufiger genutzt wurden (HÖTZEL et al. 2007:115).

- Entwicklung von mehrreihigen, durchgängigen Hecken / Gehölzreihen durch Neupflanzung / Verbreiterung / Verlängerung; Schließen von Lücken in vorhandenen Strukturen.
- Sanierung oder Renaturierung von Bachläufen / Bachauen (Förderung der extensiven Nutzung von Feuchtwiesen).
- Anlage von sonstigen Trittsteinhabitaten (z.B. Feldgehölze)

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Strukturarme Landschaften (auch Offenland) zwischen geeigneten Beständen (aktuellen Vorkommensgebieten und/oder potenziellen Habitaten).
- Fragmentierte Wald-Feldlandschaften, sofern der unzerschnittene Gesamtlebensraum kleiner ca. 100 km² ist (RUNGE et al. 2010).
- Die zu verbindenden Waldbestände sollten nicht weiter als 200 m voneinander entfernt sein, da Wildkatzen sich meist waldrandnah aufhalten (HÖTZEL et al. 2007:118).
- Je nach Raum kann die Anlage von entsprechend nah verbundenen Trittsteinen (z.B. Feldgehölzen) dazu dienen, Wanderungen zwischen weiter entfernt liegenden Kernarealen zu verbinden (TRINZEN, schriftl. Mitt. 17.08.2012, weist bspw. auf die Schaffung von Korridoren über 9 Kilometer Entfernung zwischen dem Pfälzer Wald und dem Bienwald hin).

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

6. Anlage von Extensivgrünland (Wiese) (O 1.1.1); Anlage von Feucht- (und Nass-)grünland (O 1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Verbesserung der Nahrungsverfügbarkeit durch:

- Anlage von (Extensiv-)Grünland (Wiese)
- Anlage von Feucht- (und Nass-)grünland

Um die Nahrungssituation in dünn besiedelten Bereichen zu verbessern, sind Maßnahmen zur Habitataufwertung im Offenland geeignet. Durch die Anlage von Grünland und Extensivierung im Grünland wird die Beutetierdichte (Mäuse, in Gewässernähe v.a. Schermäuse *Arvicola terrestris*) erhöht und die Nahrungsverfügbarkeit deutlich erhöht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Maßnahmenflächen sollten an Waldflächen anschließen (KLAR 2010) bzw. sollte die Entfernung zum Wald nicht mehr als 200 m betragen (vgl. HÖTZEL et al. 2007:118).
- Die Standorte sollten störungsarm sein.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Population):

- Anlage von Grünland (Wiesen) (nach TRINZEN schrift. werden auch intensiv bewirtschaftete Wiesen in Waldnähe als Nahrungshabitat aufgesucht; KLAR 2010 empfiehlt eine extensive Nutzung).
- Ggf. können – um die Nahrungsverfügbarkeit zu steigern - flankierend
 - sogenannte „Mäuseburgen“ angelegt werden (RAHN 2002),
 - auf Acker streifenförmig Brache-Maßnahmenflächen angelegt werden. Brachen weisen eine besonders hohe Kleinsäugerdichte auf (WATZKE 2003:63).
- Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheint als Orientierungswert mindestens die Größe der beeinträchtigten oder wertgeminderten Eingriffsfläche (fachliche Einschätzung). Die Maßnahmenfläche muss daher ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Streifgebiet bestehen und über ein geeignetes Aufwertungspotential verfügen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Offenhaltung der jeweiligen Biotoptypen erfordert in der Regel eine wiederkehrende Pflege (Mahd / Beweidung), je nach Sukzessionsgeschwindigkeit jährlich bis alle 3 – 5 Jahre.

- Rückschnitt von Gehölzen bei > 10 % Gehölzbedeckung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In der Feldflur müssen Konflikte mit der Bewirtschaftung (Bewirtschaftungssicherung, Zuwegung zu den Grünlandflächen) vermieden werden (Abstimmung).
- Wegen der Großräumigkeit der von der Wildkatze beanspruchten Habitate und aufgrund ihrer Stömpfindlichkeit sind die Maßnahmen innerhalb eines Gesamtkonzeptes zu planen, welches auch die bestehenden Nutzungen und Nutzungsansprüche im Umfeld berücksichtigt.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Umsetzung der Maßnahme ist unmittelbar möglich.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt (z.B. HÖTZEL et al. 2007, KLAR et al. 2008, KNAPP et al. 2000, PIECHOCKI 1990, RAIMER 1994, TRINZEN 2000, TRINZEN 2009).
- Die Maßnahme ist im Allgemeinen kurzfristig umsetzbar (eine Aushagerung der Standorte ist für die Funktion nicht erforderlich).
- Belege: Es liegen positive Experteneinschätzungen auf der Basis umfangreicher Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen vor und es gibt keine gegensätzlichen Einschätzungen. Aufgrund der regelmäßig im Offenland auf Nahrungssuche beobachteten Individuen ist eine Eignung der Maßnahme anzunehmen (HÖTZEL et al. 2007, TRINZEN schriftl. Mitt., SIMON et al. 2013).
- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ist ein populationsbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Wildkatze bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen zwecks Schaffung von Fortpflanzungshabitaten sowie Nahrungshabitaten.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme „Installation von Wurfboxen ..“ ist gegenüber Maßnahmen zur Verbesserung der Habitate im Wald und im Halboffenland (Waldrand) nachrangig. Grundsätzlich kann sie nur zum Schließen kurzfristig bestehender Funktionslücken eingesetzt werden und darf nur mit anderen flächenintensiven Maßnahmen einhergehen.

Quellen:

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 17.05.2016.

- Götz, M.; Roth, M. (2006): Reproduktion und Jugendentwicklung von Wildkatzen im Südharz - eine Projektvorstellung - Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 43. Jhrg. Heft 1. 3-10.
- Herrmann, M. (2005): Artenschutzprojekt Wildkatze. Umsetzung der Maßnahmen in Wildkatzenförderräumen. Im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz: 33 S. + Anhang.
- Hötzel, M.; Klar, N.; Schröder, S.; Steffen, C.; Thiel, C. (2007): Die Wildkatze in der Eifel - Habitate, Ressourcen, Streifgebiete. Ökologie der Säugetiere. Band 5 (Verlag: Laurenti): 191pp.
- Klar, N. (2010): Lebensraumzerschneidung und Wiedervernetzung – Ein Schutzkonzept für die Wildkatze in Deutschland. Dissertation im Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie der Freien Universität Berlin. 140 S.
- Klar, N.; Fernandez, N.; Kramer-Schadt, S.; Herrmann, M.; Trinzen, M.; Büttner, I.; Niemitz, C. (2008): Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141. 308-319.
- Knapp, J., Herrmann, M.; Trinzen, M. (2000): Artenschutzprojekt Wildkatze (*Felis silvestris*) in Rheinland-Pfalz. Schlussbericht, Teil 1. Im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht RLP. 91pp. + Anhang.
- Menzel, S. (2011): Raumnutzung eines Wildkatzenkuders (*Felis silvestris silvestris*) im Weinbergsgebiet zwischen Pfälzerwald und Rheinebene, Lehrstuhl für Umweltbiologie und Chemodynamik, Institut für Umweltforschung. RWTH Universität Aachen, Diplomarbeit.
- Piechocki R. (1990): Die Wildkatze. Die neue Brehm-Bücherei (189), Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen. 232 S.
- Raimer F. (1994): Die aktuelle Situation der Wildkatze in Deutschland. In: Wiesenfelder Reihe 13: 15-34.
- Runge, H., Simon, M. & Widdig, T. (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb. von: Louis, H. W., Reich, M., Bernotat, D., Mayer, F., Dohm, P., Köstermeyer, H., Smit- Viergutz, J., Szeder, K.)- Hannover, Marburg.
- Rahn, J. (2002): Bauanleitung „Mäuseburg“ Der Jäger. Nr. 6 (Juni 2002). http://www.kirchner-raddestorf.de/jagd/hege/bau.htm#_Toc45874181 (12.04.2011).
- Schröder, S. (2004): Habitatstrukturen und Einflussfaktoren bei der Tagesquartierwahl von Wildkatzen in der Eifel. Diplomarbeit FU- Berlin FB – Biologie. www.oeko-log.com.
- Schröpfer, R. (2012): Europäische Wildkatze, Ökoportrait 49 NVN/BSH Niedersachsen. <http://www.bsh-natur.de/uploads/%C3%96koportrait%20Wildkatze.pdf> (15.08.2012)
- Simon, O., Götz, M., Hupe, K., Jerosch, S. & Dietz, M. (2013): Fördermaßnahmen für Wildkatzen im Wald. – Geeignete Maßnahmen im Wald zur Förderung und Sicherung der Lebensräume der Europäischen Wildkatze. Arbeitspapier, Institut für Tierökologie und Naturbildung, Gonterskirchen, 23 S.
- SIMON, O. (2014): Kompensationsmaßnahmen für die Wildkatze bei der Errichtung von Windenergieanlagen im Wald. Landesnaturschutztag Mainz, 06.05.2014. Vortragsfolien.
- Trinzen, M. [Biologische Station Euskirchen] (2000): Artenschutzprojekt Wildkatze in NRW "Wildkatze in der Nordeifel". Zwischenbericht, Stand April 2000: 87pp. + Anhang.
- Trinzen, M. (2006): Zur Ökologie der Wildkatze *Felis silvestris* in der Nordeifel, LÖBF Mitteilungen 2/2006 S. 2-5
- Trinzen, M. (2009): Wildkatzen in der Eifel. In: Fremuth, W., Jedicke, E., Kaphegyi, T.A.M., Wachendörfer, V., Weinzierl, H. [Hrsg], Zukunft der Wildkatze in Deutschland – Ergebnisse des internationalen Wildkatzen-Symposiums 2008 in Wiesenfelden, Initiativen zum Umweltschutz 75, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 4-5.
- Watzke, H. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Kap. II 2.3.4 Kleinsäuger. In: FLADE et al. (Ed.): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes: 63-65, Wiebelsheim.

2.19 Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*)

Zwergfledermaus *Pipistrellus pipistrellus* ID 94

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Wochenstubenquartiere, Paarungsquartiere in Spalten an und in Gebäuden (Gebäudeteile; engere Quartierstruktur) und ungestörtes Umfeld. Paarungsquartiere von Männchen, ggf. auch Kästen, auch im Wald, z. B. an Jagdkanzeln sowie Ein- und Ausflugbereiche von Winterquartieren, an denen Zwergfledermäuse vor dem Einflug schwärmen (SIMON et al. 2004, MEINIG & BOYE 2004, SENDOR et al. 2000).

Ruhestätte: Winterquartiere oberirdisch in sehr engen Spalten in oder an Gebäuden (bedingt frostfrei), gelegentlich in trockenen unterirdischen Hohlräumen (dann des Öfteren individuenreiche Quartiere mit mehreren hundert Tieren), räumlich getrennt von den Sommerlebensräumen (bis >50 km, s. SIMON & KUGELSCHAFTER 1999, HUTTERER et al. 2005, ZÖPHEL et al. 2008). Ruhestätte ist der Hangplatz (ggf. das Quartiergebäude) zuzüglich einer ungestörten (Schwarm-) Zone.

An Winterquartieren mit einem hohen Winterbesatz sind auch während der Balzzeit von Juli bis September zum Teil starke Flugaktivitäten vor den Eingängen zu beobachten (Balzquartiere) (u.a. SIMON & KUGELSCHAFTER 1999).

Quartierortstreu; Geburtsortstreu, Winterquartiertreu.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (~~#~~-LANUV)

- [Einzelvorkommen \(Kolonie\), ggf. verteilt auf mehrere Quartiere \(s.u.\)-Wochenstube, einzelnes Winterquartier oder Raum eng \(etwa < 100 m\) beieinander liegender Winterquartiere](#) (vgl. BfN 2014; Hinweis: Bzgl. des Verständnisses, dass die Gruppenvorkommen von Männchen und Weibchen in den Paarungsquartieren im Spätsommer zur lokalen Population gezählt werden, wird dem BfN nicht gefolgt).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Spaltenquartiere in 2-9 m Höhe an Gebäuden, vor allem in Mauerritzen, Außen- und Flachdachverkleidungen, Rollladenkästen, in Hohlblocksteinen unverputzter Hauswände oder hinter Fensterläden.
- Spaltenquartier mind. 30x30x1, 5-2,5 cm, Einflugspalt 20 mm, Hangplatz und Einflugbereich aufgeraut.
- Keine Zugluft, hohe Temperaturen, bevorzugt in Südwest- bis Südostexposition.
- Im Winter in Kellern von Wohngebäuden, Tiefgaragen, Kirchen, Schlössern und Burgen, in Kirchtürmen, Autobahnbrücken, hinter Fensterrahmen, in stillgelegten Eisenbahntunneln, vergleichsweise kühl (nicht durchweg frostfrei) (DIETZ et al. 2007, FACHINFORMATIONSSYSTEM NRW⁹, MESCHEDE & RUDOLPH 2004).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Quartiere werden häufig gewechselt. Wochenstubengemeinschaften nutzen in der Regel einen Verbund von Quartieren, in denen die Gruppen mit wechselnder Zusammensetzung übertagen (FEYERABEND & SIMON 2000).
- Je nach Quartiereignung / -angebot verteilt sich die Kolonie u.U. auf mehrere Gruppen / Subkolonien, die nahe beieinander gelegene Quartiere im Austausch / wechselseitig nutzen (Quartierverbund).
- Distanz zwischen Quartier und Jagdhabitat im Durchschnitt weniger als 1-2 km, v.a. während der Laktation u. U. weiter (2-4 km). Individuelle Jagdgebietsgröße ca. 19 ha, Aktionsraum der Kolonie max. 1,5 km² (Fachinformationssystem NRW, s.o.)

⁹ <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/saeugetiere/steckbrief/6529>.

Maßnahmen

1. Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Sommerquartier (FL1.1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Anlage von Spalten / Hohlräumen als Hangplätze in störungsarmer Umgebung sollen Quartierverluste kompensiert werden. Durch die Maßnahme werden Hangplätze für Fledermäuse entweder durch die Schaffung von Hohlräumen entwickelt oder der Zugang zu bestehenden Hohlräumen geschaffen. Entwicklung von neuen Quartierstrukturen:

- Anbringung von Verschalungen, Flachkästen, Fassadenkästen
- Anlage von spaltenreichen Strukturen an Wänden / Mauern / Löchern in Hohlblockwänden
- Anlage von Spalten / Hohlräumen in Brückenhohlkästen

Optimierung von Quartierstrukturen:

- Öffnen von Dachkästen und anderen Abschlüssen als Zugang zu (potenziellen) Quartieren / Hohlräumen

Die Maßnahme ist geeignet bei der Zerstörung nur eines (lokalen) Quartiers, nicht bei der Beeinträchtigung des Quartierverbundes. Bei großen Abrissvorhaben können u.U. eine Vielzahl an Quartieren und Quartierstrukturen verloren gehen.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Maßnahme sollte sich 1:1 an der verloren gehenden Struktur orientieren (Exposition der Maßnahme, Besonnung, klimatische Gegebenheiten der Neuschaffung etc.).
- Es sollte möglichst das Quartierpotenzial in direkter Umgebung zu verloren gehenden Strukturen geprüft werden und wenn möglich auch optimiert werden.
- Neu zu schaffende Quartiere (Einflug) sollten mindestens 3 m hoch angelegt werden, um Eingriffe durch Personen oder Haustiere zu vermeiden. Nach Möglichkeit sollten Quartiere nach Süden oder Osten exponiert werden; eine Anflugöffnung nahe einer Hausecke oder einer anderen auffälligen Struktur am Gebäude (Giebel, Erker, Fensterbank) erleichtern den Tieren das Auffinden des Quartiers.
- Anlage möglichst in den strukturreichen Lagen der Ortschaften (z.B. alte Dorfkerne oder alte Hofgebäude).
- Nähe zu (alten) Baumgruppen und / oder Gewässern.
- Anbindung an sonstige Leitstrukturen.
- Vermeidung von Kollisionsgefahren (Ein-/Ausflugbereich nicht in unmittelbarer Nähe zu Straßen / in Ausrichtung auf eine Straße).
- Werden Fledermauskästen (s.u.) aufgehängt, sollen diese Gruppen von 5-10 Kästen bilden. Da zur Paarungszeit auch territoriale Fledermausmännchen die Kästen belegen können, sollte der kleinste Abstand zwischen den Kästen nicht unter 5 m liegen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Aufgrund der jeweils sehr unterschiedlichen Bedingungen (Lage der Maßnahme, Besonnung etc.), ist die Maßnahmendurchführung stets eine Einzelfallentscheidung. Somit muss die Planung und Umsetzung dieser Maßnahme bei besonderen Vorkommen von ortskundigen Experten begleitet werden.
- Gehen durch den Eingriff Spaltenquartiere z.B. hinter Fensterläden, in Rollladenkästen und vergleichbaren Strukturen verloren, können diese durch Fledermauskästen ersetzt werden. Als Wochenstubenquartiere der Zwergfledermaus werden nach Erfahrungswerten (DIETRICH 1994, 1998, DIETRICH & DIETRICH 1991 und eigenen Daten) folgende Kastentypen angenommen: Rundkästen (z.B. die Typen Fa. Schwegler Typ 2F, 2FN; Fa. Strobel: Rundkasten; Fa. Hasselfeld: Typ FLH - Bayerischer Giebelkasten) und Flachkästen verschiedener Bauart (z.B. der Fledermausspaltenkasten FSPK der Fa. Hasselfeld (Koch nach Pommeranz in Lit.) oder [TWM bat house](#), [KOCH o. J.](#)). Lt. Herstellerangaben Einbausteine verschiedener Bauart (Kastentypen, die in die Wände integriert werden oder auf Wände aufgeschraubt werden), bspw. Fledermauseinbausteine der Firmen Hasselfeld, Schwegler und Strobel.

- Pro zu ersetzendem Quartier werden mindestens fünf neue Quartierangebote in räumlicher Nähe zueinander geschaffen.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Gutachternvorschlag: Je Verlust eines Quartiers muss mindestens die fünffache Menge an Angebot geschaffen werden. Dieser Orientierungswert (fachliche Einschätzung) ist plausibel unter dem Aspekt, dass durch ein höheres Angebot die Wahrscheinlichkeit des Auffindens und die Wahlmöglichkeit unter verschiedenen Angeboten die Akzeptanz steigern.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Vorrichtungen sind alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. Weitere Unterhaltungsmaßnahmen sind nicht erforderlich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Werden Gebäudequartiere durch Baumaßnahmen beansprucht, sollten zunächst die Lage des Quartiers sowie die Einflugmöglichkeiten in das Quartier abgeklärt werden. So kann geprüft werden, ob das Quartier bzw. wesentliche Quartiereigenschaften nicht erhalten bleiben können, beispielsweise durch eine Modifikation des geplanten Umbaus bzw. der Bauausführung.
- Konflikte mit Gebäudeeigentümern / Bewohnern sind im Vorfeld zu klären / auszuräumen.
- Beachtung der von REITER & ZAHN (2006) aufgestellten Richtlinien für die Sanierung von Quartieren der Zwergfledermaus.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 2 Jahren (1-5 Jahre), Belege s.u.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird häufig vorgeschlagen bzw. dokumentiert (Internetquellen s.u.).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen vor: Kontrollen im Zusammenhang von Sanierungsmaßnahmen angelegter Ersatzquartiere ergaben, dass diese sehr schnell, z. T. schon im ersten Jahr nach der Anlage, von Zwergfledermäusen besiedelt wurden (KORSTEN 2012.; HERMANN et al. 2002, SIMON et al. 2004).
- Es existieren keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

~~• Aufgrund ausstehender wissenschaftlicher Nachkontrollen muss bis auf Weiteres eine Nachkontrolle erfolgen.~~

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch**2. Anlage von Spaltenquartieren an Jagdkanzeln und -hütten (FL2.4)****Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Durch das Ausbringen von Fledermauskästen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Diese Maßnahme dient nur als Ersatz für verloren gehende Quartiere im Waldbereich. Quartierverluste an Gebäuden können mit dieser Maßnahme **nicht** kompensiert werden.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Die Anbringung von Quartieren darf nicht an mobilen Jagdkanzeln durchgeführt werden. Die dauerhafte Sicherung des Maßnahmenstandorts muss sichergestellt werden.
- Die Anbringung der Kästen / Spaltenquartiere soll in Gruppen zu je 4-6 Stk. an den ausgesuchten Jagdkanzeln / -hütten erfolgen. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen / Spaltenquartiere soll mit unterschiedlicher Exposition (von schattig bis sonnig) und in unterschiedlichen Höhen (je nach Voraussetzung >3-4 m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) erfolgen.
- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren sind 15 Kästen / Spaltenquartiere pro Hektar (in Anlehnung an ABC-Bewertung, LANUV 2010) gruppenweise ggf. auch im Umkreis des Maßnahmenstandorts im Wald anzubringen.
- In einer Pufferzone von 100 m um den Maßnahmenstandort muss der Waldbestand mindestens dauerwaldartig bewirtschaftet werden oder anderweitig (z.B. durch Nutzungsaufgabe) störungsarm gestellt werden.
- Orientierungswerte pro Quartierverlust: je Verlust eines Quartiers hat sich in der Praxis ein Ersatz durch 5-10 Fledermauskästen etabliert. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum der Kolonie bestehen. (Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen die genannten Orientierungswerte (fachliche Einschätzung) unter dem Aspekt geringerer Lebensdauer und – thermischer und im Hinblick auf Parasitenbefall – eingeschränkter Funktionalität gegenüber natürlichen Baumhöhlen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Diese Maßnahme eignet sich nicht für die Kompensation von verloren gehenden Gebäudequartieren.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤ 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Das Anbringen von Fledermausbrettern an Jagdkanzeln wird von Expertengremien empfohlen (z.B. <http://www.thueringen.de/de/tmfun/themen/naturschutz/fledermaus/nistkaesten/content.html>, 27.07.2011). Es existieren einzelne positive Nachkontrollen (NN, in: der Flattermann, Heft 2 / 2009, Abb. 8). Wissenschaftliche Ergebnisse aus Nachkontrollen liegen nicht vor. Ein wissenschaftlich begleitetes Projekt „Ersatzquartiere für Fledermäuse an Jagdkanzeln“ fand in Österreich statt (Koordinationsstelle für Fledermausschutz und -forschung in Österreich <http://www.netzwerk-naturschutz-le.at/projekte/select.php?id=121>). Das Projekt ist abgeschlossen, wissenschaftliche Ergebnisse sind aber noch nicht publiziert. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund als hoch eingeschätzt. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Nach MESCHÉDE & HELLER (2000, F&E-Vorhaben des BfN: „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“) ist der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. (Ebenso: BRINKMANN et al. 2008). In der Regel sollte die Maßnahme eingebettet sein in eine Maßnahme: Nutzungsaufgabe von Bäumen / Waldbereichen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Neuschaffung von Spaltenquartieren an / in Gebäuden als Winterquartier (FL1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch den Einbau von Spaltenquartieren in Gebäuden, Brücken und ähnliche Strukturen sollen Quartierverluste kurzfristig kompensiert werden. Folgende Maßnahmentypen sind denkbar:

- Ausbringung von bedingt Frost geschützten Großraumkästen an Außenfassaden oder vergleichbaren Strukturen (s. <http://www.fledermauskunde.de/fsch-kas.htm>)

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Kästen sollen in Gruppen zu je 10 Stk. an / in den ausgesuchten Gebäuden / Bauwerken angebracht werden. Jede Kastengruppe soll mehrere Modelle beinhalten (s.u.).
- Das Anbringen der Kästen soll in unterschiedlichen Höhen ($> 3-4$ m als Schutz vor Vandalismus, Diebstahl und Störungen) und mit geschützter Exposition (schattig) außen bzw. ggf. innerhalb der Gebäude / Bauwerke erfolgen.

- Auf günstige An- und Abflugmöglichkeiten ist zu achten (Freiheit von hineinragenden Ästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Als Winterquartiere von Zwergfledermäusen werden nach Erfahrungswerten Flachkästen bzw. Spaltenquartiere mit nur 1-2 cm Spaltenbreite (Eigenbau) in Brückenbauwerken angenommen (FUHRMANN, HEUSER mündl.). Auch Kastentypen (Einbausteine, Fassadenkästen, Großraumhöhlen) sind auf dem Markt, die den Anforderungen entsprechen.
- Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren sind ≥ 3 Kästen im räumlichen Verbund erforderlich (in Anlehnung an die ABC-Bewertung, LANUV NRW 2010). Es gibt keine anderen begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Flachkästen müssen mindestens alle 5 Jahre auf Funktionsfähigkeit geprüft werden (keine Reinigung notwendig).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen ≤ 2 Jahren (1-5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Unterbrechung der Tradition eines Winterquartiers durch Entnahme / Zerstörung birgt das Risiko der Aufgabe des gesamten Quartierstandortes, auch wenn „Neuschaffungen“ im näheren Umfeld erfolgen. Quartierwissen und Eignung als Winterquartier (durch positiven Überwinterungserfolg) werden in der Population weitergegeben. Deswegen ist zweifelhaft, ob bei einer „Neuschaffung von Winterquartieren“ eine Annahme erwartet werden kann, jedenfalls nach einer kurzen Zeitphase von weniger als fünf Jahren.
- Es bestehen Kenntnisdefizite: Ob der Umsiedlungserfolg in ein neues Quartier von einer sehr geringen Entfernung vom alten positiv beeinflusst wird und ob eine große bzw. eine kleine Ausgangspopulation günstig für die Erfolgsaussicht ist, ist bislang nicht untersucht. Nach Gutachtereinschätzung bergen geringe Individuenzahlen die Gefahr, dass ein Quartierstandort vollständig aufgegeben wird, da diese wenigen Tiere nur ein geringes Potenzial haben, ein „neu geschaffenes potenzielles Winterquartier“ zu entdecken, jedenfalls dann, wenn die „Neuschaffung“ mehr als 20–100 m von dem genutzten Winterquartier entfernt liegt. Möglicherweise werden „Neuschaffungen“ von (einzelnen) Zwergfledermäusen eher entdeckt, wenn sich viele Tiere im Bereich des zerstörten bzw. neu geschaffenen Winterquartiers aufhalten (weil es sich um ein besonders individuenstarkes Winterquartier handelt). Jedoch ist dies bislang nicht durch Untersuchungen abgesichert.
- Positive Beurteilungen von „Neuschaffungen“ von Winterquartieren sind in der Literatur nicht belegt. Der Maßnahmentyp wird auch in der Literatur nicht vorgeschlagen.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als gering eingeschätzt. Daher besteht keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering**4. Anlage von linienhaften Gehölzstrukturen (FL5.1)****Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Zwergfledermäuse jagen in einem Radius von 1–2 km um das Quartier. Die Jagdgebiete werden entlang von linearen Strukturen aufgesucht und bejagt (EICHSTEDT & BASSUS 1995, VERBOOM & HUITEMA 1997). Entsprechend kann durch Pflanzung von Gehölzen der Zugang der Fledermäuse zu vorhandenen oder zusätzlichen Jagdhabitaten erschlossen werden. Durch das Schließen von (größeren) Lücken in Gehölzsystemen wird ein vergleichbarer Effekt erzielt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Um die Pflanzung dauerhaft zu machen, sollten die geplanten Heckenstandorte mit der örtlichen Landwirtschaft abgestimmt werden.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Je nach Standortbedingungen (Nährstoff- und Wasserversorgung) ist im Einzelfall das Pflanzgut auszuwählen und im Idealfall schnellwüchsige Arten, deren Pflanzung relativ dicht durchzuführen ist, zu verwenden, damit sich eine funktionale Leitstruktur für Fledermäuse relativ schnell entwickeln kann.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Je nach vorgefundener örtlicher Situation. Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur.
- Eine regelmäßige Pflege des Maßnahmenstandorts durch Gehölzschnitt sollte nicht erfolgen. Ist dies nötig, sollte jedoch sowohl ein zeitliches als auch räumlich getrenntes Zurückschneiden / „auf den Stock setzen“ stattfinden, sodass die Maßnahme ihre Eigenschaft als Leitstruktur nicht verliert.
- Fachliche Einschätzung: Eine Wirksamkeit dieser Maßnahme wird bei einer Gehölzhöhe von 2-3 m erreicht sein.
- Ergibt sich aus Telemetrie- oder Detektoruntersuchungen, dass die Flugwegeverbindungen eine unterschiedliche Funktion / Bedeutung haben, muss dies Berücksichtigung finden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Gehölzpflege alle 10-15 Jahre (Erhaltung der geschlossenen Struktur) durch begrenzte Pflegemaßnahmen (s. u.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Schnellwachsende Gehölze (z.B. Weiden) an gut wasserversorgten Standorten sorgen kurzfristig für eine dichte und ausreichend hohe Leitstruktur. An mageren Standorten ist eine kurzfristige Eignung nur mit einem räumlich dichten Einsetzen von Heisterpflanzungen zu erreichen. Ansonsten ist nur eine mittelfristige Wirksamkeit der Maßnahme zu erreichen.
- Umfangreiche Pflegeeingriffe (zum Beispiel „auf den Stock setzen“) können auf größerer Länge nur durchgeführt werden, wenn die Individuen nicht präsent sind (Winter) und sofern Ersatzstrukturen (eine andere Hecke in der Nähe oder ein provisorischer Zaun) die Verbindungsfunktion auch während der Pflege bzw. des Wiederanwachsens aufrechterhalten können.
- Bei der Planung einer Neuanlage von Gehölzstrukturen sind die möglichen (negativen) Auswirkungen auf andere Arten (u.a. Offenlandbrüter) zu berücksichtigen und ggf. naturschutzfachlich gegeneinander abzuwägen.

- Die Priorität der Maßnahme wird für die Zwergfledermaus als gering eingeschätzt. Eine Eignung / Umsetzung wird daher nur in Sonderfällen empfohlen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig (1-5 Jahre) umsetzbar. Die Gehölzpflanzungen müssen eine Höhe von mindestens 2-3 m haben, um funktional wirksam zu sein (Nachweise Struktur gebundener Fledermausarten an 2-3 m hohen neuen Heckenstrukturen im Zuge wissenschaftlicher Nachkontrollen an der A 17 bei Dresden; NACHTaktiv / SWILD 2007).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind vergleichsweise gut bekannt (u.a. VERBOOM & HUITEMA 1997).
- Wissenschaftliche Belege existieren nicht. Die Plausibilität der Maßnahme wird trotzdem im Analogieschluss als hoch eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme herstellbar ist. (Insoweit wäre ggf. auch der Maßnahmenenerfolg durch ein maßnahmenbezogenes Monitoring eindeutig feststellbar).
- Die Maßnahme findet sich in den einschlägigen Empfehlungen, auch artbezogen (siehe zum Beispiel die Erläuterungen zum bundesweiten Monitoring nach PAN & ILÖK 2010, „Methode Beeinträchtigungen“ in <http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/6529.pdf>)

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (Verdichten von Waldrändern) (W 4.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Erhöhung des Anteils strukturreicher Grenzlinien. Beute der Art sind neben Zuckmücken und Fliegen, Schmetterlinge, Käfer, Köcherfliegen, Netzflügler, Hautflügler, Zikaden und Eintagsfliegen (ausschließlich flugfähige Insekten). Die Jagd erfolgt im Flug. Diese Anforderungen werden von strukturreichen inneren und äußeren Grenzlinien im Wald am besten – im Vergleich zum Waldinnenraum und zu Offenlandflächen – erfüllt (EKMANN & DE JONG 1994).

Hinweis: im Allgemeinen sind Jagdhabitats für die Zwergfledermaus kein limitierender Faktor. Entsprechend sind Maßnahmen zur Neuschaffung von Jagdhabitats speziell für die Zwergfledermaus höchstens ausnahmsweise erforderlich (geringe Priorität).

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Möglichst südexponierte, warme Randlagen (Insektenreichtum).
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine unmittelbar begründbaren Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte (subjektive fachliche Einschätzung): Als Faustwert kann als eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes eine Erhöhung der Grenzlinienlänge / -dichte um 10% angesehen werden.
- Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten entspricht der Maßnahmenbedarf auch bei Betroffenheit von Jagdgebieten mehrerer Individuen der verloren gehenden oder funktional entwerteten Fläche.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Waldrandpflege alle 5–10 Jahre (Offenhaltung, ggf. waldbauliche Eingriffe bei ungünstiger Entwicklung oder Dominanz unerwünschter Arten).
- Waldinnenränder: Die Maßnahmen müssen v.a. darauf ausgerichtet werden, den Waldrand / die Schneise als Flugraum der Art zu erhalten. Hierzu müssen die Freiflächen mindestens mit einer Breite von ≥ 5 m angelegt werden (unter Berücksichtigung des Flugverhaltens der Art einerseits (vgl. ASCHHOFF et al. 2006) und geringer Pflegebedürftigkeit andererseits).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist – je nach Standort – kurz- bis mittelfristig umsetzbar.
- In stark vergrasteten, windexponierten Beständen kann es schwierig sein, entsprechende Strukturen, z.B. durch Unterpflanzung, zu entwickeln.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter normalen Bedingungen kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Von einer Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zur Herstellung von Nahrungshabitaten wird ausgegangen. Die Plausibilität der Maßnahme wird trotzdem als mittel eingestuft, zumal eine direkte Kausalbeziehung zwischen Nutzung durch die Fledermausart und Maßnahme nicht herstellbar ist (insoweit ist auch der Maßnahmenenerfolg nicht eindeutig feststellbar).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (Maßnahme ist im Allgemeinen aber nicht erforderlich / wird deswegen nur in Sonderfällen empfohlen)

6. Strukturanreicherung von Wäldern, Anlage / Optimierung von Gewässern (W6.1, W2.5, W2.1, W5.2, G1, G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Optimierung von Jagdhabitaten durch [waldbauliche Maßnahmen](#):

- Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen
- Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen
- Auflichten von dichten Beständen
- Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz
- Anlage [oder Optimierung](#) von Stillgewässern; [Extensivierung von Fischteichen \(Nutzungsaufgabe, Reduzierung des Fischbesatzes, da hoher Fischbesatz zu reduzierter Insektdichte führt: EBENAU 1995\)](#).

Die Maßnahme dient dazu, verloren gegangene oder funktional graduell entwertete Nahrungshabitate zu ersetzen.

Hinweis: im Allgemeinen sind Jagdhabitats für die Zwergfledermaus aufgrund ihrer generalistischen Jagdweise kein limitierender Faktor. Entsprechend sind Maßnahmen zur Neuschaffung von Jagdhabitaten speziell für die Zwergfledermaus höchstens ausnahmsweise erforderlich (Priorität gering).

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahme Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (Verdichten von Waldrändern)
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- [Waldbauliche Maßnahmen sind](#) ~~ist~~ lt. Erfahrungen der Experten aus NRW nur bei Waldflächen von mind. >1 ha geeignet.
- [Bei Gewässern sind diese vorzugsweise innerhalb oder am Rand von geeigneten Wäldern oder Gehölzen anzulegen. Bei Anlage von Gewässern im Offenland ist auf eine geeignete Anbindung über Gehölzstrukturen zu achten](#)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Siehe Maßnahme Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (Verdichten von Waldrändern)
- [Bei Gewässern kann ggf. berücksichtigt werden, dass diese in der Regel eine höhere Insektenschlupfrate aufweisen als grundwasserferne Wälder und andere Standorte.](#)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Priorität der Maßnahme wird für die Zwergfledermaus als gering eingeschätzt. Eine Eignung / Umsetzung wird daher nur in Sonderfällen empfohlen.
- Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Wirksamkeit tritt – je nach Maßnahmentyp – kurz-, mittel- oder langfristig ein. Da eine unmittelbare kausale Beziehung zwischen Maßnahme und Auswirkung auf die Fledermäuse bei einigen Maßnahmen nicht ohne weiteres herstellbar ist, ist die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bei diesen Maßnahmen unbekannt:

- Kurzfristig: Anlage / [Optimierung](#) von Stillgewässern: die Zahl / Dichte an Insekten erhöht sich schon nach wenigen Wochen spürbar. Neue / [optimierte](#) Stillgewässer werden von Fledermäusen dementsprechend auch bereits nach kurzer Zeit aufgesucht und bejagt.
- Kurzfristig / unbekannt: Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen.
- Kurzfristig: Auflichten von dichten Beständen: die entsprechenden Habitate werden durch die Auflichtung erst bejagbar.
- Kurzfristig / unbekannt: Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen.
- Mittel- bis langfristig / unbekannt: Nutzungsaufgabe und / oder Förderung von Totholz.

Aspekte der Prognosesicherheit:

Siehe Maßnahme Anlage von arten- und strukturreichen Waldinnen- und -außenmänteln (Verdichten von Waldrändern).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (je nach Maßnahmen-Subtyp) (Maßnahme ist im Allgemeinen aber nicht erforderlich / wird deswegen nur in Sonderfällen empfohlen)

Fazit: Für die Zwergfledermaus stehen geeignete Maßnahmen zur Herstellung / Sicherstellung eines Quartierangebotes sowie zur Herstellung von Flugrouten zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Anlage von neuem Quartierangebot durch Spaltenquartiere in / an Gebäuden ist für diese Art von hoher Priorität. Aufgrund der Anpassungsfähigkeit der Art sind die Maßnahmen zur Herstellung von Flugrouten und Nahrungshabitaten (Gehölzanlage bzw. der Strukturanreicherung) von geringerer Priorität. Eine Umsetzung ist daher nur in Sonderfällen angebracht.

Quellen:

Aschoff, T.; Holderied, M.; Marckmann, U.; Runkel, V. (2006): Forstliche Maßnahmen zur Verbesserung von Jagdlebensräumen von Fledermäusen. Abschlussbericht für die Vorlage bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt. <http://www.dbu.de/PDF-Files/A-22437.pdf>. 20.10.08, 70 pp.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Brinkmann, R.; Biedermann, M.; Bontadina, F.; Dietz, M.; Hintemann, G.; Karst, I.; Schmidt, C.; Schorcht, W. (2008): Planung und Gestaltung von Querungshilfen für Fledermäuse. Ein Leitfaden für Straßenbauvorhaben im Freistaat Sachsen. Entwurf. Sächsisches Staatsministerium für Wirtschaft; http://www.smwa.sachsen.de/set/431/Planung_Gestaltung_Querungshilfen_Flederm%C3%A4use_Leitfaden_Entwurf.pdf 134 S.

Dietrich J.; Dietrich H. (1991): Untersuchungen an baumlebenden Fledermäusen im Kreis Plön. - Nyctalus 4(2): 153-167.

Dietrich, H. (1994): Fledermausschutz und Erfolgskontrollen aus dem Kreis Plön (Schleswig Holstein) – Nyctalus 5 (3/4): 456-467.

Dietrich, H. (1998): Zum Einsatz von Holzbeton-Großhöhlen für waldbewohnende Fledermäuse und zur Bestandsentwicklung der Chiropteren in einem schleswig-holsteinischen Revier nach 30-jährigen Erfahrungen. – Nyctalus 6 (5): 456-467.

Dietz, C.; von Helversen, O.; Nill, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Biologie, Kennzeichen, Gefährdung. Stuttgart. 399 S.

Ebenau, C. (1995): Ergebnisse telemetrischer Untersuchungen an Wasserfledermäusen (*Myotis daubentonii*) in Mühlheim an der Ruhr. - In: Nyctalus (N.F.) 5 (5): 379 - 394.

Eichstedt, H.; Bassus, W. (1995): Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*). – Nyctalus (N.F.) 5: 561-584.

Ekman, M.; de Jong, J. (1996): Local patterns of distribution and resource utilization of four bat species (*Myotis brandti*, *Eptesicus nilssonii*, *Plecotus auritus* and *Pipistrellus pipistrellus*) in patchy and continuous environments. J. Zool. 238. 571-580.

Feyerabend, F.; Simon, M. (2000): Use of roosts and roost switching in a summer colony of 45 kHz phonic type pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774). *Myotis* 38: 51-59.

Hermanns, U.; Pommeranz, H.; Ott, E. (2002): Erste Ergebnisse der Wiederanlage von Fledermausquartieren im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen an Gebäuden in der Hansestadt Rostock. *Nyctalus N.F.* 8(4): 321-333.

Hutterer, R.; Ivanova, T.; Meyer-Cords, C.; Rodrigues, L. (2005): Bat Migrations in Europe - A Review of Banding Data and Literature. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* (Bd. 28). Bundesamt für Naturschutz (BfN).

Klenke, R.; Biedermann, M.; Keller, M.; Lämmel, D.; Schorcht, W.; Tschierschke, A.; Zillmann, F.; Neubert, F. (2004): Habitatansprüche, Strukturbindung und Raumnutzung von Vögeln und Säugetieren in forstwirtschaftlich genutzten und ungenutzten Kiefern- und Buchenwäldern. *Beiträge Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* 38: 102-110.

Korsten, E. (2012): *Vleermuisvriendelijk bouwen. Cursus Natuurinclusief Ontwerpen voor Regelink Ecologie & Landschap*, 13. Dezember 2012. Bureau Waardenburg bv, 16 S. <https://duurzaamibo.files.wordpress.com/2017/09/vleermuisvriendelijkbouwen-klein.pdf>, Abruf 15.02.2018

LANUV (2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für FFH-Arten und europäische Vogelarten in NRW. Stand 28.12.2010 http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/abc-entwurf_XXXXXX.pdf

Meinig, H.; Boye P. (2004): *Pipistrellus pipistrellus* (SCHREBER, 1774). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E. & Ssymank, A. (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFHRichtlinie in Deutschland. – Münster (Landwirtschaftsverlag) Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 69/2: 570 - 575.

Meschede, A.; Heller, K.-G. (2000): F&E-Vorhaben des BfN: Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern.

Meschede, A.; Rudolph, B. (2004): Fledermäuse in Bayern. Hrsg. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V. (LBV) und Bund Naturschutz in Bayern e.V. (BN).

NACHTaktiv / SWILD (2007): Monitoring der Fledermausschutzmaßnahmen an der BAB A 17 Dresden – Grenze D /CZ. Im Auftrag der DEGES. Unveröff.

PAN & ILÖK (Planungsbüro Für Angewandten Naturschutz GmbH München & Institut Für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.

Reiter, G.; Zahn, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermausquartieren im Alpenraum. – INTERREG IIIB Projekt Lebensraumvernetzung. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Abteilung Naturschutz und Landschaftspflege (Hrsg.). München <http://www.lsn.tirol.gv.at/de/doc/sanierungsleitfaden.pdf>. 132 pp + Anhang.

Sendor, T., Kugelschafter, K., Simon, M. (2000): Seasonal variation of activity patterns at a pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) hibernaculum. – *Myotis* 38: 91109.

Simon, M.; Hüttenbügel, S.; Smit-Viergutz J. (2004): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Dörfern und Städten, *Schriftreihe für Landespflege und Naturschutz* 76, 263 pp.

Simon, M.; Kugelschafter, K. (1999): Die Ansprüche der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) an ihr Winterquartier. – *Nyctalus* (N. F.) 7: 102111.

Verboom, B.; Huitema, H. (1997): The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology* Vol. 12 (2): 117-125.

Zöphel, U.; Brockmann, D.; Teubner, J. (2008): Fledermausmarkierung in Brandenburg. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 17 (2,3): 172-176.

<http://www.fledermauskunde.de/fsch-kas.htm>

<http://www.thueringen.de/de/tmlfun/themen/naturschutz/fledermaus/nistkaesten/content.html> (27.07.2011)

<http://www.netzwerk-naturschutz-le.at/projekte/select.php?id=121>

<http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/web/babel/media/6529.pdf>

3 Amphibien und Reptilien

3.1 Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*)

Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans* ID 95

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Da die Paarung auf dem Land stattfindet und die männlichen Tiere sich die Eischnüre um das Fersengelenk legen, mit sich herum tragen, bis die Larven schlüpfen und diese dann im Gewässer absetzen, ist das Laichgewässer inklusive des umliegenden Landlebensraums als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen.

Ruhestätte: Die Ruhestätten während der Fortpflanzungszeit liegen in unmittelbarer Umgebung zu den Laichgewässern, laut FELDMANN (1981b) selten mehr als 30 m vom Laichhabitat entfernt. Potentielle Ruhestätten im Winter finden sich im Umkreis von wenigen Metern um das Laichgewässer und liegen in den Sommerlebensräumen (KRONSHAGE et al. 2011). Bevorzugte Winterquartiere sind Erdhöhlen, Steinhäufen, Bruchsteinmauern, Gesteinsplatten und Holzstapel (GÜNTHER & SCHEIDT 1996). Spät abgesetzte Larven überwintern regelmäßig im Laichgewässer (SCHLÜPMANN 2008, 2009, KRONSHAGE et al. 2011).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- die lokale Population (Reproduktionsgemeinschaft) am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis < 1.000 m Entfernung.
- Diese Art entfernt sich lt. SCHLÜPMANN (2008, 2009), MÜNCH (2004b) und BLAB (1986, zitiert in KRONSHAGE et al. 2011) nicht weiter als 25 – 100 m vom Laichgewässer. Zurückgelegte Entfernungen bei Fernausbreitungen liegen zwischen 200 und 2.600 m (SCHLÜPMANN 2009, LOSKE 1984b, MÜNCH 1993 und KUPFER zitiert in KRONSHAGE et al. 2011). Der Median aller in KRONSHAGE et al. (2011) festgestellten Werte beträgt 100 m. Als Bezugsgröße für eine hervorragende Vernetzung geben PAN & ILÖK (2010) eine Entfernung von < 1.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- SCHLÜPMANN (2009) ermittelt folgendes Habitatschema:
 - „Entscheidend sind ...
 - das Vorhandensein eines Laichplatzes (in der Regel stehende oder deutlich angestaute Gewässer, allenfalls selten austrocknend, die Beschaffenheit desselben ist nicht entscheidend),
 - die räumliche Nähe von Laichplatz und Landlebensraum (im Idealfall liegen die Landlebensräume direkt im Umfeld des Laichplatzes),
 - spalten- und hohlraumreiche, steinige Substrate, insbesondere Trockenmauern, Felsen, Steinschüttungen, Blockhalden etc., ersatzweise Kleinsäugerbauten in wenig bewachsenen Hangflächen als Versteckplätze,
 - eine offene, wenigstens aber halboffene Lage der Landlebensräume und
 - offene, wenig oder schütter bewachsene Böden im Landlebensraum

Nicht zwingend, aber vermutlich fördernd wirken weiterhin folgende Habitatmerkmale:

- eine offene, sonnenexponierte Lage der Landlebensräume (insbesondere südlich exponierte Böschungen werden bevorzugt),
- lockere, grabbare Substrate (zwischen den Steinen, Felsen etc.),
- eine möglichst ausdauernde Wasserführung der Laichplätze (Kleinweiher, Teich, Staugewässer) sowie
- eine besonnte Lage der Laichplätze

Nachteilig wirken sich vor allem folgende Faktoren aus:

- die zunehmende Sukzession in den Landhabitaten,
- die Beseitigung der Strukturen in den Landhabitaten (z. B. in den Dörfern und auf den Höfen) sowie
- der Fischbesatz der Gewässer.“

- Die Ansprüche an Laichgewässer bezüglich Größe, Tiefe, Temperatur, Chemismus, Vegetation und Beschattungsgrad sind sehr breit gefächert und somit gering (GÜNTHER & SCHEIDT 1996, SCHLÜPMANN 2008, 2009, SCHLÜPMANN et al. 2006, KRONSHAGE et al. 2011, EISLÖFFEL 1996): Als Laichplatz dienen Gewässertypen aller Art. Wichtiger scheint die Struktur und Beschaffenheit der Landlebensräume und vor allem die räumliche Nähe von geeigneten Landlebensräumen mit Versteckmöglichkeiten zu sein (SCHLÜPMANN 2008, 2009, KRONSHAGE et al. 2011).
 - Die häufigsten Gewässertypen von 42 untersuchten Larvalgewässern im Niederbergischen Raum (KORDGES 2003) waren kleine bis mittelgroße (25-250 m²) sonnenexponierte Kleingewässer mit einer schwankenden, i.d.R. aber ganzjährigen Wasserführung. Bei einer Kartierung von insgesamt 183 Gewässern im Siebengebirge zeigte die Geburtshelferkröte eine deutliche Vorliebe für größere Teiche, die mittlere Wasserfläche lag bei den 10 besiedelten Gewässern bei etwa 1.150 m² (HACHTTEL & DALBECK 2006, zitiert in KRONSHAGE et al. 2011).
 - Aus NRW liegen zum Chemismus der Laichgewässer nur wenige Angaben vor. Sie schwanken zwischen pH 5,5 (einmaliger Wert) und pH 8,5 (BUßMANN & SCHLÜPMANN 1998, SCHMIEDEHAUSEN 1990, zitiert in KRONSHAGE et al. 2011).
 - Rasch fließende Gewässer ohne Ruhezone, stark saure und anmoorige Stellen sowie vollschattige Gewässer werden laut FELDMANN (1981b) gemieden.
- Als Sommerlebensraum bevorzugt die Art gut strukturierte, offene Landhabitats auf sonnenexponiertem Gelände mit hohem Steinanteil oder vegetationsfreie bzw. -arme Rohboden-, Ruderal- und Magerstandorte (SCHLÜPMANN 2008, 2009, KRONSHAGE et al. 2011), welche über ausreichend Feuchtigkeit verfügen (unter Steinen, in Steinhäufen, Geröllhalden, Mauern, unter Wurzeln und in Ton- und Lehmschichten (GÜNTHER & SCHEIDT 1996, SCHLÜPMANN et al. 2006, SCHLÜPMANN 2008, 2009).
 - Für die Entwicklung der Eier benötigt das brutfürsorgende Männchen geeignete Versteckmöglichkeiten und ist auf vegetationslose, sonnenexponierte Hänge mit ausreichenden Lückensystemen angewiesen (BÖLL & HANSBAUER 2008).
- Tages- und Winterquartiere bilden Erdhöhlen, Steinhäufen, Bruchsteinmauern, Gesteinsplatten und Holzstapel (GÜNTHER & SCHEIDT 1996, LÜSCHER & ZUMBACH 2003), wobei laut FELDMANN (1981b) die Verstecke in der direkten Umgebung der Laichgewässer liegen.
- Die Art bevorzugt schnell abtrocknende, grabbare Böden, die im Untergrund genügend Feuchtigkeit speichern (SOWIG et al. 2003).
- Die statistische Auswertung der Bestandsaufnahmen in NRW ergibt laut KRONSHAGE et al. (2011) eine deutliche Bevorzugung von Abgrabungslebensräumen, in denen die Habitatanforderungen der Art i.d.R. besonders gut erfüllt sind.
- Weitere wichtige Lebensräume sind Höfe mit Trockenmauern, Steinhäufen und Hofteichen, steinige Waldwegböschungen mit nebenliegenden stehenden oder angestauten Gewässern, z.B. Bachstauen oder wassergefüllten Wagenspuren (SCHLÜPMANN et al. 2006, SCHLÜPMANN 2008, 2009) und im Ballungsraum Industriebrachen und Bergehalden (KORDGES & SCHLÜPMANN 2011).
- Als Laichplätze kommen neben Tümpeln und Kleinweihern auch Quell- und Bachstau in Frage (SCHLÜPMANN et al. 2005, 2006, SCHLÜPMANN 2008, 2009; zur Definition der Gewässertypen vgl. SCHLÜPMANN 1992, SCHLÜPMANN et al. 2011a). Biber fördern das natürliche Vorkommen der Art durch den Anstau der Bäche und das Fällen von Bäumen (DALBECK et al. 2007, 2008). Ihre Anstau sind vermutlich die wichtigsten Primärlebensräume in Mitteleuropa.

- Obwohl viele Lebensräume Pioniercharakter besitzen und die Art häufig mit Pionierarten gemeinsam angetroffen wird, ist die Geburtshelferkröte keinesfalls eine Pionierart (SCHLÜPMANN 2009).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Entfernung zwischen Landlebensraum und Gewässer beträgt meist 100 m oder weniger (BLAB 1986, SCHLÜPMANN 2008, 2009). Die enge räumliche Nähe der Landhabitats zum Laichgewässer und damit das Fehlen von ausgeprägten Wanderungen zur Laichzeit sind charakteristisch für die Geburtshelferkröte (KRONSHAGE et al. 2011). Die kurze Distanz zwischen Landlebensraum und Laichgewässer wird von allen Autoren (z. B. SCHLÜPMANN 2008, 2009, ECKSTEIN 2003b) betont, da sie selten mehr als 30 m auseinander liegen. Entsprechend wird für die Neuanlage von Habitats eine Entfernung von in der Regel nicht mehr als 100 m empfohlen (Median-Wert der für NRW in KRONSHAGE et al. 2011 angegebenen Werte).
- Vegetationsarme und besonnte Standorte zwischen den Einzelvorkommen fördern den Austausch und erhöhen die Einwanderungswahrscheinlichkeit bzw. können Isolationswirkungen mindern (KRONSHAGE et al. 2011).

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)Gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuschaffung von möglichst sonnenexponierten, nicht bis auf den Grund frierenden Laichgewässern in Primärhabitats wie Auen und auf sekundären Standorten wie Industriebrachen und Abgrabungskomplexen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Gewässerneuanlagen sollten in einer maximalen Entfernung von 100 m zu einer bestehenden Population errichtet werden, um eine Spontanbesiedlung zu ermöglichen.
 - FRITZ (2003) stellte im Einzelfall jedoch auch eine spontane Besiedlung eines angelegten Kleinteiches aus einer Entfernung von 550 m fest.
- In direkter Umgebung (< 100 m) sollten geeignete Landlebensräume zur Verfügung stehen (SCHLÜPMANN 2009, KRONSHAGE et al. 2011, PAN & ILÖK 2010), da die Wanderung innerhalb der Vorkommen nur 25 – 100 m betragen (vgl. Angaben in KRONSHAGE et al. 2011).
- Das Wasserhaltepotential des Gewässerstandortes sollte ausreichend sein bzw. getestet werden (BAKER et al. 2011).
- Der Wasserzufluss sollte aus sauberem und unbelastetem Wasser bestehen (BAKER et al. 2011).

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Typ, Eigenschaften und Struktur der Laichgewässer spielen nur eine sehr untergeordnete Rolle. Die Art zeigt sich bezüglich der Gewässerwahl ausgesprochen flexibel (SCHLÜPMANN 2009). Die folgenden Faktoren können aber vorteilhaft sein und sollten daher beachtet werden:
 - Möglichst besonntes, vegetationsarmes, ausreichend tiefes Gewässer (Verhinderung des Durchfrierens), mit großer Anzahl an Unterwasserverstecken für die Larven (ECKSTEIN 2003a).
 - Komplex aus zahlreichen (> 20) Kleingewässern

- KARCH (2011) empfiehlt eine Wassertiefe von 60 – 150 cm und eine variable Größe der Gewässer zwischen 15 – 1.000 m² (ideal > 50 m², um die Verlandung zu verzögern). Es sollte gewährleistet sein, dass die Gewässer nicht regelmäßig austrocknen und im Winter nicht bis zum Grund durchfrieren (Überwinterung spät abgesetzter Larven im Gewässer).
- Es ist vorteilhaft, wenn die Gewässer weitgehend (> 80 %) besonnt sind (PAN & ILÖK 2010).
- Die Uferzone der Laichgewässer sollte keinen bzw. nur einen geringen Vegetationsbewuchs (< 10 %) aufweisen (PAN & ILÖK 2010).
- Die Laichplätze können ganz oder teilweise mit Quell- und Bachwasser gespeist werden (SCHLÜPMANN et al. 2005, 2006, SCHLÜPMANN 2008, 2009).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegerische Maßnahmen wie Entschlammung und Vertiefung der Gewässer sollen das Risiko eines Durchfrierens im Winter verringern. Zudem müssen die Laichgewässer von einer zu hohen Beschattung freigehalten werden, indem Gehölze am Gewässerrand entfernt werden. Falls nötig, muss Fischbesatz wiederholt entfernt werden (vgl. die Maßnahme Gewässerpflege und des Umfeldes).
 - Bei der Entschlammung ist auf die Abfolge und Lage der wasserspeisenden und wasserstauenden Schichten zu achten, damit die für Kleingewässer wichtige Stauschicht nicht durchstoßen wird (BERGER et al. 2011).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Neuanlage von Gewässern ist unbedingt auf das Vorhandensein eines sonnigen, nicht beschatteten und nur lückig bewachsenen Landlebensraums in unmittelbarer Nähe (< 50 m) zu achten. Gegebenenfalls sind Pflegemaßnahmen durchzuführen (KARCH 2011): Ungestörte Sukzession begünstigt die Verlandung und führt mittelfristig zur unerwünschten Beschattung der Gewässer.
- Die Einwanderung bzw. Besiedlung neugeschaffener Biotope geht meist von den Jungtieren aus (KRAFT 1993 und SCHMIEDEHAUSEN 1990, zitiert in KRONSHAGE et al. 2011).
- Im Falle einer nicht selbstständigen Besiedlung der neuen Gewässer kann eine aktive Umsiedlung der Population bzw. eines Teils der Population notwendig sein. Wenn hierbei eine Vermischung dieser Population mit anderen nicht ausgeschlossen werden kann, ist unter Hinzuziehung von Spezialisten auf Befall mit Chytridiomykose zu untersuchen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund des erforderlichen Pioniercharakters der Gewässer ist die Funktionsfähigkeit innerhalb von 1 – 3 Vegetationsperioden gewährleistet und eine Besiedlung innerhalb von 2 – 5 Jahren sehr wahrscheinlich.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Eine erfolgreiche Besiedlung neugeschaffener Gewässer ist durch FRITZ (2003), SCHLÜPMANN (2009), VSE & GNOR (2010) u. a. belegt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch**2. Anlage lückiger Schotterfluren (O4.4.2)****Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Im Landlebensraum werden breite, vegetationslose Schotterfluren mit ausreichend lückiger Struktur entwickelt. (In Hof- und Dorflagen auch Anlage von Trockenmauern, vgl. SCHLÜPMANN 2008, 2009, SCHLÜPMANN et al. 2011b).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 100 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Die Entfernung zu den Laichgewässern sollte nicht mehr als 100 m betragen (vgl. PAN & ILÖK 2010).
- Der Maßnahmenstandort sollte möglichst einer sehr geringen Störung unterliegen.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- sonnenexponierte Lage
- Mehrere (5-15) Maßnahmenflächen mit einer Größe von mindestens 20 – 100 m² (fachgutachterlicher Vorschlag); größerflächige Schotterfluren verhindern die kurzfristige Verbuschung der Landlebensräume und vermindern somit den Pflegeaufwand.
- Das Schottermaterial sollte möglichst aus abgerundeten, verschieden großen, teilweise groben Kieselsteinen bestehen und den Boden am Maßnahmenstandort völlig bedecken, sodass nur eine schütterere Vegetation entstehen kann.
- Gesteinsaufschüttungen innerhalb dieser Schotterfluren erhöhen die Strukturvielfalt und bieten Verstecke (vgl. FRITZ 2003).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Lebensraum sollte je nach Bedarf im Turnus von 2 – 5 Jahren weitgehend vegetationsfrei gehalten werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund des Pioniercharakters sind die erforderlichen Strukturen innerhalb sehr kurzer Zeit (1-2 Jahren) herzustellen. Neu angelegte Verstecke und Schotterfluren werden sofort von Geburtshelferkröten besiedelt (FRITZ 2003).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie der Art in Bezug auf die Landhabitats ist hinreichend bekannt.
- Die erforderlichen Qualitäten sind kurzfristig wirksam.
- Erfolgskontrollen dieser Maßnahme (vgl. FRITZ 2003) belegen die grundsätzliche Wirksamkeit dieser Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Anlage / Offenhaltung lückenreicher Gesteinsböschungen (O4.4.1) / Anlage von Gesteinsaufschüttungen (O4.4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage von südexponierten, lücken- und skelettreichen Gesteinsböschungen als Tages- und Winterverstecke. Die Maßnahme umfasst auch eine entsprechende Steuerung der Sukzession in Abbau- und Industriebrachen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 100 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Eine Südexposition ist von Vorteil zur Erhöhung der Durchschnittstemperatur, da Geburtshelferkröten neben der Wechselkröte die höchste Vorzugstemperatur (31°C) aller Amphibien in Deutschland besitzen (UTHLEB et al. 2003).
- Eine lückenreiche Schüttung von plattig gebrochenem autochthonem Gesteinsmaterial ist am geeignetsten.
- Die Größe der Gesteinsböschungen sollte 10 x 3 m nicht unterschreiten.

- Zur Überwinterung gräbt sich die Art laut LENDERS (1992, zitiert in STUMPEL & BLEZER 2003) mindestens in 50 cm Tiefe ein.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Böschungen sollten vegetationsfrei gehalten werden. Der Turnus ist in Abhängigkeit von den Standortbedingungen und der Wüchsigkeit der Pflanzen festzulegen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Hohlräume sollten ausreichend groß sein, sodass die Tiere diese auch erreichen können. Zu große Hohlräume sind aufgrund der starken Zugluft und der geringeren Wärmeisolation jedoch nachteilig für diese Art. Das Schüttgut sollte daher eine Korngröße < 20 – 30 cm haben.
- Die Art bevorzugt oberflächlich schnell abtrocknende Substrate, die im Untergrund Feuchtigkeit speichern können (SOWIG et al. 2003).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund des Pioniercharakters kann die Umsetzung der Maßnahme kurzfristig erfolgen. Neu angelegte Verstecke werden sofort von Geburtshelferkröten besiedelt (FRITZ 2003). Somit ist eine Wirksamkeit sehr kurzfristig zu erwarten.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Diese Maßnahme wird in der Literatur wiederholt vorgeschlagen und kurzfristige Besiedlungen sind bekannt (FRITZ 2003). Auf Grundlage der Erfahrungen in NRW wird die Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme als sehr hoch angesehen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

4. Gewässerpflege und des Umfeldes (bis 100 m) (G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durchführung pflegerischer Maßnahmen an Gewässern, um den typischen Charakter bestehender bzw. potenzieller Geburtshelferkrötengewässer zu verbessern bzw. wiederherzustellen. Einzusetzende Maßnahmen sind die Entbuschung und damit die Freistellung zu stark beschatteter Gewässer, die Offenhaltung der angrenzenden Landlebensräume über eine extensive Beweidung, die Entfernung von Fischbesatz und eine ggf. erforderliche Entschlammung.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 100 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein, wenn die Gewässer nicht bereits besiedelt sind.
- Eine Gewässeroptimierung macht nur Sinn, wenn sich in der direkten (< 100 m) Gewässerumgebung ein optimales Landhabitat befindet bzw. zeitgleich geschaffen wird (vgl. Maßnahmen zur Schaffung oder Verbesserung des Landhabitats).
- Das Wasserhaltepotential des Gewässerstandortes sollte ausreichend sein bzw. getestet werden (BAKER et al. 2011).
- Der Wasserzufluss sollte aus sauberem und unbelastetem Wasser bestehen (BAKER et al. 2011).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Entfernung von Schlamm und Wurzelwerk aus den Gewässern (KARCH 2011) je nach Standort alle 5 – 20 Jahre erforderlich.
- Durchführung im Zeitraum zwischen Anfang September und Ende November, wobei eventuell vorhandene Kaulquappen abgefischt, zwischengehältet und später wieder frei gelassen werden müssen (KARCH 2011, SOWIG et al. 2003).
- Extensive Beweidung der Gewässerränder und des Gewässerumfeldes mit 1 – 2 GVE/ha (nach Vorgaben von ZAHN 2006).
- Entfernung des Fischbesatzes über Abfangen und kein Ablassen der Gewässer im Winter, da die Larven auch im Gewässer überwintern (SOWIG et al. 2003).
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemittel und Insektiziden mittels eines 10 – 50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten extensiv genutzten Uferstreifens bzw. absoluter Düngungsverzicht in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entfernung von eingesetzten Fischen (SOWIG et al. 2003)
- Ggf. Entbuschung der Gewässerränder bei zu starker Beschattung
- Austiefen verlandeter Gewässer (ANLS 2000, zitiert in BORGULA & ZUMBACH 2003)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Zeitpunkt der Pflege von Gewässern ist sorgsam auszusuchen, da die Larven auch im Gewässer überwintern.
- Es können Zielkonflikte mit anderen Arten oder Lebensraumtypen auftreten.
- Flankierend kann eine Teilumsiedlung von bestehenden und intakten Populationen den Maßnahmen Erfolg unterstützen.
- Eine Trennung von Landlebensräumen und Laichgewässern durch Gehölze sollte unbedingt vermieden werden (KRONSHAGE et al. 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist innerhalb von 1 – 3 Vegetationsperioden wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche hinsichtlich der Laichgewässer der Art sind hinreichend bekannt.
- Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.
- Laut UTHLEB et al. (2003) konnte der Rüsselsee nach Gewässerpflege aus einem 1.200 m entfernten Gewässer 1996 wiederbesiedelt werden. BÖLL & HANSBAUER (2008) konnten nach Gewässerpflegemaßnahmen eine Tendenz zur Zunahme der Populationsgröße im Rahmen des Artenhilfsprogramms in der bayrischen Rhön feststellen. Die Gewässerpflege wird außerdem häufig in der Literatur vorgeschlagen (vgl. SOWIG et al. 2003, FRITZ 2003, KRONSHAGE et al. 2011, BÖLL & HANSBAUER 2008 u. a.).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für die Geburtshelferkröte stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie der Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahmen Anlage neuer (Still)Gewässer besitzt wie bei allen Amphibien die höchste Priorität.

Die Maßnahme Anlage lückiger Schotterfluren hat gegenüber der Anlage von Gesteinsböschungen bzw. Gesteinsschüttungen eine geringere Priorität.

Quellen:

Baker, J.; Beebee, T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.

Blab, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. Greven (Kilda).

Böll, S. & G. Hansbauer (2008): Artenhilfsprogramm (AHP) für die Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in der bayerischen Rhön. Jahrbuch Naturschutz in Hessen. Band 12 / 2008. S. 24 – 26.

Borgula, A. & S. Zumbach (2003): Verbreitung und Gefährdung der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in der Schweiz. Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 11- 26.

Bußmann, M. & Schlüßmann, M. (1998): Erstnachweis des Kiemenfußkrebse *Branchipus schaefferi* Fischer 1934 (Crustacea: Anostraca, Branchipodidae) in Nordrhein-Westfalen. – Natur u. Heimat, Münster 58 (2): 39-42.

Dalbeck, L., Lüscher, B. & Ohlhoff, D. (2007): Beaver ponds as habitat of amphibian communities in a central European highland. – Amphibia-Reptilia 28: 493-501.

Dalbeck, L., Fink, D. & Landvogt, M. (2008): 25 Jahre Biber in der Eifel – Das Comeback eines Verfolgten. – Natur in NRW 2008 (3): 30-34.

- Eckstein, R. (2003a): Artensteckbrief Geburtshelferkröte – *Alytes obstetricans* (LAURENTI, 1768). Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 5 S.
- Eckstein, R. (2003b): Bewertungsrahmen Geburtshelferkröte - Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 1 S.
- Eislöffel, F. (1996): Geburtshelferkröte – *Alytes obstetricans* (LAURENTI, 1768). In: BITZ, A.; FISCHER, K.; SIMON, L.; THIELE, R. & M. VEITH (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Landau. S. 141 - 150.
- Feldmann, R. (1981b): 6. Geburtshelferkröte – *Alytes o. obstetricans* (LAURENTI 1768). In: Feldmann R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens – Abhandlung aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 43: 67 – 70.
- Fritz, K. (2003): Artenschutzprogramm Geburtshelferkröte im Südschwarzwald. – Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 143 – 147.
- Günther, R. & U. Scheidt (1996): Geburtshelferkröte – *Alytes obstetricans* (LAURENTI, 1768). In: GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena. S. 195 - 214.
- Karch (2011): Praxismerkblatt Artenschutz – Geburtshelferkröte *Alytes obstetricans*.
<http://www.karch.ch/karch/shared/amp/merkbl/praxismerkblaetter/Praxismerkblatt%20Geburtshelferkr%9ate.pdf>. Abruf 10.05.2011.
- Kronshage, A.; Korges, T.; Herhaus, F. & R. Feldmann (2011): Geburtshelferkröte – *Alytes obstetricans*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 1. S. 461 – 506.
- Kordges, T. (2003): Zur Biologie der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in Kalksteinbrüchen des Niederbergischen Landes (Nordrhein-Westfalen). – Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 105 – 128.
- Kordges T. & Schlüpmann, M. (2011): 2.5.8 Ruhrgebiet. In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. – Bielefeld (Laurenti), 273-294.
- LÜSCHER, B. & S. ZUMBACH (2003): Geburtshelferkröten im Kanton Bern
http://www.karch.ch/karch/fl/org/regio/pdf/ao_bern/AO_KtBern.pdf (Abruf 20.08.2011).
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Schlüpmann, M. (1992): Kartierung und Bewertung stehender Gewässer. In: EIKHORST, R. (Hrsg.) Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. – Verl. f. Ökologie u. Faunistik, Duisburg: 149-176.
- Schlüpmann, M. (2008): Die Amphibien und Reptilien im Hagener und Herdecker Raum. Teil 7: Gemeine Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*). – Cinclus, Herdecke 36 (1): 7-23.
- Schlüpmann, M. (2009): Ökologie und Situation der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) im Raum Hagen (NRW). – Zeitschrift für Feldherpetologie 16: 45-84.
- Schlüpmann, M.; R. FELDMANN & A. BELZ (2005): Stehende Kleingewässer im Südwestfälischen Bergland: Charakteristik und Fauna am Beispiel der Libellen und der Wirbeltiere. In: PARDEY, A. & B. TENBERGEN (Hrsg.): Kleingewässer in Nordrhein-Westfalen. Beiträge zur Kulturgeschichte, Ökologie, Flora und Fauna stehender Gewässer. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 201-222.
- Schlüpmann, M.; GEIGER, A. & WILLIGALLA, C. (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. In: SCHLÜPMANN, M. & H.-K. NETTMANN (Hrsg.): Areale und Verbreitungsmuster: Genese und Analyse. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 10: 127-164.
- Schlüpmann, M.; MUTZ, T.; KRONSHAGE, A.; GEIGER, A. & HACHTEL, M. unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (2011b): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. In: LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. – LANUV-Fachbericht, Recklinghausen 36, Band 2: 159-222.
- Sowig, P., Fritz, K. & H. Laufer (2003): Verbreitung, Habitatsprüche und Bestandessituation der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in Baden Württemberg. – Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 37 – 46.
- Stumpel, A.H.P. & F. Blezer (2003): Die Konstruktion von Ersatz-Landlebensräumen für eine isolierte Population der Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) in den Niederlanden. – Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 91 – 95.
- Uthleb, H.; Scheidt, U. & F. Meyer (2003): Die Geburtshelferkröte (*Alytes obstetricans*) an ihrer nordöstlichen Verbreitungsgrenze: Vorkommen, Habitatnutzung und Gefährdung in Thüringen und Sachsen-Anhalt. – Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 67 – 82.

VSE (Industrieverband Steine und Erden e.V.) & GNOR (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V.) (2010): Zwischenbericht Juli 2010 Kooperationsprojekt „Abbaubetriebe und Amphibienschutz“. 34 S.
http://www.verband-steine-erden.de/download/1007_Zwischenbericht_Kooperationsprojekt.pdf?PHPSESSID=0089a03f44b2693822b4e9f60b30beaa. Abruf 04.11.15

Zahn, A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. – Artenschutzreport 20/2006: 5 – 10.

3.2 Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)

Gelbbauchunke *Bombina variegata* ID96

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Aufgrund der regelmäßigen Gewässerwechsel während der Fortpflanzungszeit und des Aufenthaltes in den Randbereichen der Gewässer ist der gesamte Gewässerkomplex mit angrenzender Uferzone als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen. Der Bereich zwischen den Gewässern ist Teil der Fortpflanzungsstätte.

Ruhestätte: Die als Ruhestätte genutzten Gewässer (Aufenthaltsgewässer: SCHLÜPMANN et al. 2011a) sind i.d.R. von der Fortpflanzungsstätte umfasst. Die Tagesverstecke liegen je nach Angebot und Ausprägung bzw. Qualität in direkter Nachbarschaft der Gewässer (vgl. HABEL 1995, zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a) oder bis einige 100m Entfernung vom nächsten Laichgewässer. Die Überwinterung erfolgt in frostfreien Lückensystemen im Boden, nicht weit von den Laichgewässern. Die räumliche Abgrenzung der Winterquartiere ist im Einzelfall anhand der besonderen Habitatstruktur vorzunehmen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Reproduktionsgemeinschaft am/im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis <1.000 m Entfernung
 - Wanderungen innerhalb eines Vorkommens werden von LOTT (2003, zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a) mit 5–170 m bei Männchen und 3,5–192 m bei Weibchen angegeben.
 - Fernausbreitungen wurden von SCHLÜPMANN et al. (2011a) bis zu 2.000 bzw. 4.000 m festgestellt.
 - Der Median-Wert aller in SCHLÜPMANN et al. (2011a) festgestellten Migrationswerte beträgt ca. 180 m.
 - PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von <1.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- In RLP besiedelt die Art vor allem Tümpel, Weiher und ephemere Kleingewässer; Abbaugelände stellen mit ca. 90% der Nachweise der Schwerpunkt dar (VEITH 1996). In RLP gibt es vereinzelt Vorkommen in Flussauen, z. B. am Rhein bei Gernsheim (<http://artenfinder.rlp.de/artensuche>, Abruf 04.11.2015)
- Vegetationsarme, flache, sonnenexponierte Kleinstgewässer (vorzugsweise temporäre Gewässer wie Fahrrinnen, Pfützen, Kleinstweiher u. ä.) mit geringem Prädationsdruck und hoher Wassertemperatur (NÖLLERT & GÜNTHER 1996, SCHLÜPMANN 1996, SCHLÜPMANN et al. 2011a) in NRW vor allem
- in Abgrabungen (SCHLÜPMANN & KÖNIGS 2006) und auf Standortübungsplätzen. Laut SCHLÜPMANN et al. (2011a) machen Pfützen 60 % der Laichgewässer aus, wobei periodisch wasserführende Tümpel zu 20 % vertreten sind.
 - Der im süddeutschen Raum bevorzugte Laichgewässertypus „wassergefüllte Wagenspuren auf Waldwegen“ tritt laut SCHLÜPMANN (1996) und SCHLÜPMANN et al. (2011a, S. 526) in NRW völlig in der Hintergrund.
- Laichgewässer möglichst mit spärlicher Vegetation und niedrigem Wasserstand (im Schnitt mit <10 % Vegetationsdeckung (SCHLÜPMANN 1996, 2002a, SCHLÜPMANN et al. 2011a)). Aufenthaltsgewässer mit dichtem Pflanzenbewuchs und tieferen Wasserständen (MÖLLER 1992; BAUER 1987, zitiert in NÖLLERT & GÜNTHER 1996; SCHLÜPMANN et al. 2011a).

- Wassertiefe fast durchweg gering (SCHLÜPMANN 1996, SCHLÜPMANN et al. 2011a), maximal selten mehr als 40 cm (TWELBECK 2003a), um eine schnelle Erwärmung zu gewährleisten. LOTT (2003, zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a) stellte Wassertiefen von 1 – 46 cm (Mittelwert 19 cm) fest.
- Die Gewässertypen Lachen (Definitionen vergl. SCHLÜPMANN 1992: obligat temporär, maximal 30 cm tief) und Tümpel (fakultativ periodisch, 30–70 cm tief) überwiegen mit fast 60 % und fast 20 % (SCHLÜPMANN et al. 2011a).
- Flächengröße mindestens 0,1 m²; Wasserstellen mit mehr als 20 m² werden nur im Uferbereich genutzt (BARANDUN et al. 2009). Bei LOTT (2003, zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a) schwankte die Größe von 32 Laichgewässern zwischen 0,8–7,2 m². Flache Gewässer werden aber auch angenommen, wenn sie deutlich größer sind (SCHLÜPMANN schriftl. Mitt. vom 09.04.12).
- Hohe Anzahl an benachbarten Klein- und Kleinstgewässern, die teilweise temporär trocken fallen und reich strukturiert sind. Die temporäre Wasserversorgung erfolgt durch Regenwasser, Hangrutschwasser oder durch Grundwasser (PLATSCHER 1986, zitiert in NÖLLERT & GÜNTHER 1996).
- Vegetationsreiche, stärker beschattete Gewässer haben eine Funktion als Aufenthaltsgewässer (SCHLÜPMANN et al. 2011a).
- Die Landlebensräume müssen stark strukturiert sein und verschiedene Habitate wie Wald, Gehölze, feuchte Wiesen und Hochstaudenfluren aufweisen (PAN & ILÖK 2010). Sie sollten möglichst bis an das Laichgewässer heran reichen (bis maximal 250 m Entfernung, TWELBECK 2003a) und in Teilbereichen dynamischen Schwankungen unterliegen, um Neubildung und Verschwinden von Kleinstgewässern zu gewährleisten (VEITH 1996).
- Tagesverstecke bilden alle Schotteransammlungen, Baumstubben und hohl liegende Steine auf feuchtem Untergrund (NIEKISCH 1990).
- Winterquartiere (Steinhaufen, Nagerbauten, Wurzelgänge) müssen ohne Grabaktivität zugänglich sein (MÖLLER 1992; KAPFBERGER 1982, zitiert in NÖLLERT & GÜNTHER 1996) und liegen meist in angrenzenden Wäldern (NIEKISCH 1990).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Aufgrund der geringen Wanderdistanz (s.o.) der Gelbbauchunke sollten potenzielle Maßnahmenflächen zur Stützung derselben lokalen Population in der Regel innerhalb eines Radius von 180–(250) m angelegt werden (größere Entfernungen sind ausnahmsweise möglich; Fernausbreitungen konnten in einer maximalen Entfernung von 4 km festgestellt werden (s.o.)).

Sonstige Hinweise

- Primäre Lebensräume liegen v.a. im Einflussbereich von Fließgewässern (HERRMANN et al. 2001). In Nordrhein–Westfalen haben solche Gewässer allerdings offensichtlich keine Rolle bei der Ausbreitung gespielt (SCHLÜPMANN 1996, SCHLÜPMANN et al. 2011b).
- Gelbbauchunken sind in hohem Maße auf Sekundärstandorte (Fahrspuren und sekundäre Gewässer auf verdichteten Böden, z. B. von ehem. militärischen Übungsplätzen u. ä.) angewiesen.
- Die hohe Lebenserwartung (im Freiland z. T. >16 Jahre (SEIDEL 1996)) und ihre langjährige Fertilität ermöglichen der Gelbbauchunke eine längere Überdauerung ohne Reproduktionserfolg (BARANDUN et al. 1997, zitiert in SY 1999, MÜLLER–KROEHLING et al. 2003).
- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Gelbbauchunke vor (<https://fu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/amphibien/gelbbauchunke/> Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Anlage (Still)Gewässer (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlegen eines Gewässerkomplexes mit unterschiedlich großen Klein- und Kleinstgewässern mit einem hohen Anteil an periodisch austrocknenden Gewässern und einer Wassertiefe von maximal 40 cm (DIETERICH 2009). Die Gewässer müssen von einer hohen Dynamik geprägt sein (Austrocknung, Wegfall und Neuschaffung von Gewässern in einem Rhythmus von 1–3 Jahren) und in einem frühen Sukzessionsstadium gehalten werden (d.h. es sind flankierende Maßnahmen wie Entschlammung und Entbuschung bei bestehenden Gewässern (vgl. Maßnahme Gewässerpflege) ratsam (SCHLÜPMANN 1996, 2004, DIETERICH 2009, GOLLMANN & GOLLMANN 2000, GENTHNER & HÖLZINGER 2007, SCHLÜPMANN et al. 2011a)).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Entfernung der Maßnahmenfläche zum betroffenen Bestand max. 250 m.
- Der Standort und dessen Bodenbeschaffenheit (Wasserführung etc.) muss eine ausreichende Dynamik der Gewässer zulassen. Vorzugsweise sollen die Standorte schwere, leicht zu verdichtende Böden (Ton- und Lehmböden) aufweisen (SCHLÜPMANN 1996, BUSCHMANN & SCHEEL 2009, SCHLÜPMANN et al. 2011a). Indikatoren für geeignete Standorte sind Bodennässe, Pflanzen wie *Juncus sp.* und Wasserretention in neuen, vegetationsfreien Vertiefungen oder Fahrspuren (DIETERICH 2009).
- In der direkten Umgebung (<50–100 m) müssen Ruderalflächen, teilweise bewachsene Rohbodenflächen, Gebüschgruppen und Steinhäufen als Verstecke vorhanden sein (KARCH 2011, PAN & ILÖK 2010).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Neuanlagen sollten mindestens 20 Klein- oder Kleinstgewässer umfassen. KARCH (2011) empfehlen die Anlage von 10–20 Kleingewässern unterschiedlicher Größe, welche auf 2–4 Standorte verteilt werden.
- Neuangelegte Gewässer sollen mindestens 5–10 m voneinander entfernt sein (vgl. SIEBERT 2006).
- Die empfohlene Gewässergröße liegt bei 2–30 m² (Orientierungswert) und einer Gewässertiefe von maximal 20–40 cm (s.u.).
 - Gewässer mit mehr als 20 m² Flächengröße werden nur in Teilbereichen genutzt (BARANDUN et al. 2009).
- Die Laichgewässer müssen stets besonnt sein, sodass sie sich schnell auf >20°C erwärmen.
- An mindestens einer Stelle sollte ein Flachufer vorhanden sein. Der Anteil der Flachwasserstellen (<40 cm Tiefe) sollte mindestens 70 % betragen (PAN & ILÖK 2010); BARANDUN et al. (2009) beschreiben eine ideale Wassertiefe von 15 – 50 cm.
- Der Deckungsgrad der submersen und emersen Vegetation sollte <5 % betragen (PAN & ILÖK 2010).
- Die Laichgewässer sollten einen temporären Charakter aufweisen und sollten jährlich, mindestens aber im Turnus von 4–6 Jahren trocken fallen.

- Eine durchgehende Wasserführung von mindestens 8 Wochen zwischen April und August sollte gegeben sein (vgl. KARCH 2011; Schweizer Vogel Schutz Svs / Birdlife Schweiz 2004).
- Falls Gewässer nie trocken fallen, ist auf eine regelmäßige Neuschaffung von Kleinstgewässern zu achten, um einen dynamischen Lebensraumcharakter zu imitieren (KARCH 2011).
- Lt. THEIßEN (2005c, zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a) werden neben dem Ausbaggern und Auskleiden mit Folie seit einiger Zeit auch Polyethylenwannen genutzt, wobei der Reproduktionserfolg mit den anderen Gewässern vergleichbar ist. Polyethylenwannen wurden laut THEIßEN (2005c) und M. SCHLÜPMANN (schriftl. Mitt. vom 09.04.12) in der ersten Fortpflanzungsperiode angenommen. Solche Wannen sind aber nur als Notbehelf zu verstehen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- An sekundären Standorten müssen wiederkehrende Eingriffe die natürliche Dynamik von primären Habitaten (Auenlandschaften von Flüssen) und den dortigen Turnover von Klein- und Kleinstgewässern nachahmen (Lehmgruben, Fahrspuren u. ä.).
 - Entbuschung von Gewässerrändern in einem Turnus von 1–3 Jahren.
 - Im Rotationsverfahren alle 3–5 Jahre Ausräumung der Gewässervegetation und Befreiung von Verlandungsschlamm.
 - Aufgrund des dynamischen Charakters der typischen Laichgewässer ist eine Neuschaffung von temporären Gewässern ggf. zu wiederholen (vgl. KRUMMENACHER 2008).
- Sukzessionskontrolle: Der zentrale Lebensraum mit den Laichplätzen muss offengehalten werden (SCHLÜPMANN 1996, SCHLÜPMANN et al. 2011a).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Auch künstliche Gewässer (Folienteiche, Polyethylenwannen etc.) können innerhalb kurzer Zeit gute Laichgewässer darstellen. Zudem lässt sich bei künstlichen Gewässern leicht eine Vorrichtung zum Ablassen des Wassers einbauen, was die Entwicklung von temporären, fischfreien Gewässern erleichtert.
- Bei Verwendung natürlicher Materialien ist auf die korrekte Abdichtung zu achten, sodass ein frühzeitiges Austrocknen vermieden wird.
- Eine praktikable und bebilderte Anleitung zur Errichtung von Gelbbauchunkenlaichgewässern von BEHREND et al. (2011) ist unter http://www.biostation-bonn.de/_con02/upload/downloads/elaphe-2011-02_Gelbbauchunke.pdf veröffentlicht.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Anlage der Gewässer ist kurzfristig durchzuführen. Aufgrund der schnellen Annahme von neu gestalteten Gewässern als Laichgewässer durch die Gelbbauchunke (Besiedlung von Pionierstandorten) ist von einer Wirksamkeit nach 1 – 3 Jahren auszugehen. [VSE & GNOR \(2010:21f\) bestätigen die kurzfristige Wirksamkeit der Maßnahme: Sie konnten bei der Erfolgskontrolle im Frühjahr/Sommer 2010 in jedem der im Frühjahr 2010 angelegten Tümpel, die durch frisch ausgeschobene Vertiefungen mit der Breite einer Baggerschaufel entstanden, „zahlreiche Gelbbauchunken und ihre Larven“ antreffen.](#)

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen in Bezug auf die Laich- und Aufenthaltsgewässer vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar und werden im Regelfall innerhalb von 1–3 Jahren besiedelt.

- Zahlreiche Untersuchungen belegen die Wirksamkeit dieser Maßnahme (SCHLÜPMANN 2002b, 2004, DIETERICH 2002, SIEBERT 2006, BARANDUN et al. 2009, SCHLÜPMANN et al. 2011a, BEHREND et al. 2011, VSE & GNOR 2010), sofern die notwendige Dynamik des Lebensraums bzw. der Gewässer gewährleistet ist.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Anlage von Gesteinsaufschüttungen bzw. Totholzhaufen (O4.4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von Gesteinsaufschüttungen oder Totholzhaufen (je nach Landschaftstyp) als Winterverstecke. Ein aktives Eingraben ist bei der Gelbbauchunke aufgrund fehlender Metatarsalhöcker nicht möglich. Somit ist das Vorhandensein von Flächen mit entsprechenden frostfreien Verstecken / Hohlräumen sehr wichtig.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Entfernung der Maßnahmenfläche zum betroffenen Bestand max. 250 m.
- Bewaldete Flächen sind aufgrund der höheren Temperaturen im Winter, der ausgeglichenen Bodenfeuchte und des großen Hohlraumangebots (Wurzelwerk der Bäume) zur Schaffung von Winterquartieren besser geeignet als offene Landschaften (GENTHNER & HÖLZINGER 2007); NIEKISCH (1990, zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a) vermutet die Überwinterungsquartiere im Wald bzw. in Waldnähe.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Es sollten mindestens 2–3 Gesteinsaufschüttungen pro ha angelegt werden.
- Die Steinschüttungen bzw. Totholzhaufen sollen ca. 0,7–1 m tief ins Erdreich reichen, mit einer Breite von ca. 2 m und einer Länge von ungefähr 5 m, um eine frostfreie Überwinterung zu gewährleisten (SCHWEIZER VOGEL SCHUTZ SVS 2004).
- Der Untergrund sollte aus 50 cm gut drainiertem Material bestehen (Gestein, Sand). Auf komprimierbare Substanzen sollte im Untergrund verzichtet werden (BAKER et al. 2011).
- Zur Herstellung der Gesteinschüttungen ist autochthones Gesteinsmaterial zu verwenden.

- Die Ausbringung von nährstoffarmen Substraten (Sand) auf und in der unmittelbaren Umgebung der Steinschüttungen verhindert den sofortigen Bewuchs dieser Flächen und verringert die Pflegeintensität in den Folgejahren.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ob ein Ausbringen von Gesteinschüttungen oder Totholzhaufen sinnvoll ist, ist in Abhängigkeit von den standörtlichen Gegebenheiten / Landschaftstypen im Einzelfall zu entscheiden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist sehr kurzfristig innerhalb von 1–(3) Jahren wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Lebensräume und –weise der Art außerhalb der Laich- und Aufenthaltsgewässer, sowie Lage und Struktur von Winterverstecken sind lt. SCHLÜPMANN et al. (2011a:528) nahezu unbekannt.
- Die benötigten Qualitäten sind kurzfristig entwickelbar (<1Jahr).
- Wirksamkeitsbelege von neu angelegten Winterverstecken sind nicht bekannt. HOß (zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a:528) fand jedoch zwei Gelbbauchunken in 10 cm Tiefe in den Hohlräumen eines Schotterhanges unmittelbar neben den Laichgewässern. Nach persönlichen Erfahrungen von M. SCHLÜPMANN (schriftl. Mitt. vom 09.04.12) nutzen sie alle Arten von Hohlräumen zur Überwinterung. Gelbbauchunken werden als Bewohner in den Schotterhängen des Siebengebirges benannt (KREMER 2009). Die Wirksamkeit der Maßnahme(n) wird im Analogieschluss daher als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Förderung naturnaher Waldentwicklung (liegendes Totholz) (W1.6) / Waldumbau (W6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Lt. NIEKISCH (1990, zitiert in SCHLÜPMANN et al. 2011a) sind Wälder zur Überwinterung in oberflächennahen Winterquartieren für die Gelbbauchunke prioritär, da dort eine höhere Sicherheit gegenüber Frost gegeben ist.

Durch Nutzungsextensivierung der Wälder soll eine naturnahe Waldentwicklung mit ausreichend liegendem Totholz und damit das natürliche Vorkommen von potenziellen Winterquartieren gewährleistet werden. Durch Umbau reiner Nadelwaldbestände in Laubwälder bzw. Mischwälder kann der Anteil potenzieller Lebensräume erhöht werden. Das aktive Ausbringen von Stubben und Totholz verbessert das Angebot von geeigneten Winterverstecken kurzfristig.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Entfernung der Maßnahmenfläche zum betroffenen Bestand max. 250 m.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Vor allem der Waldrand ist als Sommer- und Winterhabitat dieser Art strukturreicher zu gestalten.
- Auf eine hohe Dichte an liegendem Totholz (Baumwurzel, Stubben usw.) ist zu achten. Wenn notwendig, kann eine aktive Ausbringung von Totholz und Stubben den Maßnahmenerfolg kurzfristig unterstützen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Diese Maßnahme ist auch für andere Tiergruppen hilfreich.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Maßnahmen zum Waldumbau bzw. zur Nutzungsextensivierung erreichen ihre volle Wirksamkeit erst mittel- bis langfristig, Teilfunktionen werden jedoch bereits innerhalb von 5–10 Jahren optimiert. Eine kurzfristige Wirksamkeit dieser Maßnahme ist z.B. mit der aktiven Ausbringung von Totholz und Stubben zu erreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Lage und Struktur von Winterverstecken in der Natur sind lt. SCHLÜPMANN et al. (2011a:528) nahezu unbekannt. Allerdings liegen ausreichende Erfahrungen zur Überwinterung aus der Freilandhaltung vor, die zeigen, dass Gelbbauchunken Hohlräume, Spalten und Erdhöhlen zur Überwinterung nutzen (SCHLÜPMANN schriftl. Mitt. vom 09.04.12).
- Durch aktives Ausbringen von Totholz und Stubben sowie Waldumbau- bzw. -extensivierungsmaßnahmen können Teilfunktionen kurzfristig optimiert werden. Eine vollumfängliche Wirksamkeit tritt mittel- bis langfristig ein.
- Veröffentlichte Ergebnisse von Erfolgskontrollen dieser Maßnahme sind nicht bekannt. In NRW besteht bezüglich dieser Maßnahme aber eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen (G5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

- Wiederherstellung / Entwicklung von Primärstandorten in Gewässerauen / Renaturierung von kleineren Fließgewässern. Mögliche Maßnahmen zur kurzfristigen Renaturierung des Auenbereichs sind Uferrückbau (zur eigendynamischen Gewässerentwicklung) und die Wiederanbindung von Alt- bzw. Nebenarmen.

In NRW gibt es derzeit keine Vorkommen in Flussauen. Bekannte Vorkommen in Bachauen stehen nicht in Zusammenhang mit dem Fließgewässer (SCHLÜPMANN 1996, SCHLÜPMANN et al. 2011a). In RP gibt es derzeit vereinzelt Vorkommen in Flussauen (z.B. am Rhein bei Gernsheim, <http://artenfinder.rlp.de/artensuche>, Abruf am 04.11.15).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Geeignet sind Gewässerauen in der kollinen Stufe.
- Entfernung der Maßnahmenfläche zum betroffenen Bestand max. 250 m.
- Landlebensräume im direkten Umfeld (100–250 m) müssen großflächig vegetationsfrei sein und einen Pioniercharakter aufweisen.
- Die Rahmenbedingungen zur Herstellung der Überschwemmungsdynamik am Maßnahmenstandort (Fließgewässerabschnitt) sollten gegeben sein: die Entstehung flacher und vegetationsfreier Laichgewässer im Bereich der Gewässerränder bei Überschwemmungsereignissen ist möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Eine lokale Profilausweitung des Flusses fördert die Entwicklung von temporär überfluteten Sand- und Kiesbänken.
- Ein gezieltes Einbringen von Totholz und großen Steinen kann als Strömungshindernis die Strömungsvielfalt erhöhen und Kleinlebensräume schaffen.
- Schaffung eines nährstoffarmen Gewässerumfeldes durch Abtragung nährstoffreichen Mutterbodens und Aufschüttung von Sand- und Kiesflächen.

- Anlage von breiten Überschwemmungsflächen mit verdichteten Senken, in denen sich temporäre und vegetationslose Kleingewässer ausbilden können.
- Neben flachen, dynamischen Gewässern mit temporärem Charakter ist die Schaffung von perennierenden Gewässern ohne Anbindung an das Fließgewässer wichtig.
- Teilweise kann ein Anheben der eingetieften Gewässersohle nötig sein (Einbringen von Steinen und Schotter).
- Um die Sukzession bzw. Abschwemmung von nährstoff- und pestizidbelastetem Boden in das Fließgewässer zu verhindern, sollte im direkten Umfeld eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung bzw. eine Umwandlung in Auwald erfolgen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Förderung der Gewässer- und Geschiebedynamik, ggf. Entbuschungsmaßnahmen im Gewässerumfeld in größeren Zeitabständen (5–10 Jahre).
- Offenhaltung des Landlebensraumes über ein extensives Beweidungskonzept .

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Durchführung der Fließgewässerrenaturierung ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010) zu beachten.
- Die Wiederherstellung von Primärlebensräumen mit einer natürlichen Dynamik kann von der Dauerverpflichtung zum künstlichen Erhalt früher Sukzessionsstadien (z.B. in aufgelassenen Kiesgruben) entlasten und der Art ein dauerhaftes und eigenständiges Überleben in ihrem Primärhabitat sichern.
- Der Spielraum für Fließgewässerredynamisierungen ist im dicht besiedelten NRW zwar sehr begrenzt, da das Ergebnis dieser Maßnahme jedoch dem Primärhabitat dieser Art in Auen entspricht ist eine Maßnahmendurchführung, wo eine Durchführung prinzipiell möglich ist, wünschenswert.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund des Pioniercharakters der dynamischen Lebensräume und Gewässer ist die Funktionsfähigkeit für die Art – abhängig von den standörtlichen Gegebenheiten – innerhalb von 1–5 Jahren nach Maßnahmendurchführung zu erreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig wirksam.
- Renaturierungen von Fließgewässern der kollinen Stufe werden häufig als Maßnahmen vorgeschlagen. Die Eignung der Maßnahme wird bei entsprechenden Rahmenbedingungen als hoch bewertet, da die Habitate in Auen die Primärhabitats der Gelbbauchunke darstellen.
- In NRW sind derzeit keine nennenswerten Vorkommen in Fließgewässerrauen und keine entsprechenden Primärvorkommen bekannt (SCHLÜPMANN 1996, SCHLÜPMANN et al. 2011a, b). Im Zusammenhang mit der Ausbreitung des Bibers in NRW und den damit verbundenen drastischen Landschaftsveränderungen in Auen erwarten SCHLÜPMANN et al. 2011a, S.537 positive Effekte für Unken. Allerdings liegen aus Mitteleuropa kaum relevante Erfahrungen vor und SCHLÜPMANN (schriftl. Mitt. v. 09.04.2012) beurteilt den Erfolg solcher Maßnahmen als fraglich. Im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 20.10.2011) wird die Eignung als hoch bewertet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Gewässerpflege (G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Lebensräume können nur durch ständige Pflegeeingriffe aufrecht erhalten werden (SCHLÜPMANN 1996, 2004, SCHLÜPMANN et al. 2011a,b). Bestehende Laichgewässer der Gelbbauchunke werden im Turnus von 1–3 Jahren „ausgeräumt“, um einen Pioniercharakter zu erhalten. Zudem wird die Ufervegetation gekürzt oder teilweise entfernt, um die Beschattung der Gewässeroberfläche zu minimieren. Auch eine extensive Beweidung mit Ziegen und Rindern kann den Pioniercharakter der Standorte erhalten (SY 1999, ZAHN 2006).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Entfernung der Maßnahmenfläche zum betroffenen Bestand max. 250 m.
- Die in Maßnahme „Anlage von (Still)Gewässern“ angesprochene Dynamik des Lebensraumes muss gewährleistet sein.
- Eine bestehende Dynamik (Fahrzeuge auf Standortübungsplätzen, Abgrabungstätigkeit u. a., vgl. SCHLÜPMANN et al. 2011a) ist wünschenswert und bietet die Möglichkeit dauerhaften Erfolges, kann aber gegebenenfalls gelenkt werden (z. B. bei zu großer Belastung).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Bei lehmig-tonigem Grund sollten Wagenspuren mittels schwerer Fahrzeuge (Panzer, LKW, Traktoren, Radlader) in Abständen von 2–5 Jahren neu geschaffen oder wiederholt durchfahren werden. Wassergefüllte Wagenspuren sind auch in NRW der wichtigste Lebensraumtyp (SCHLÜPMANN 1996, SCHLÜPMANN et al. 2011a).
- Pflegeeingriffe sollten je nach Sukzessionsstadium alle 1–5 Jahre vollzogen werden. Im Einzelnen:
 - Umgebung der Kleingewässer entbuschen, um die Beschattung zu minimieren (KARCH 2011).
 - Entfernung von Gehölzen durch die Mahd per Sense oder Freischneider.

- Entfernung des Pflanzenwuchses im und am Ufer der Gewässer.
- Entfernung von Laub und Feinmaterial aus den Gewässern (KARCH 2011).
- Erneutes Befahren von temporären Kleinstgewässern (Fahrzeugspuren) zur Verdichtung des Untergrundes und Verbesserung der Wasserhaltekapazität.
- Das Ausmaß und die Intensität der Pflegemaßnahmen sind den Gegebenheiten (Stärke des Pflanzenbewuchses, Gewässersukzession) anzupassen (KARCH 2011).
- Wiederholte Neuschaffung von Kleinstgewässern mit folgenden Bedingungen:
 - Neuanlagen sollten mindestens 20 Klein- oder Kleinstgewässer umfassen. KARCH (2011) empfehlen die Anlage von 10–20 Kleingewässern unterschiedlicher Größe, welche auf 2–4 Standorte verteilt werden.
 - Neuangelegte Gewässer sollen mindestens 5–10 m voneinander entfernt sein (vgl. SIEBERT 2006).
 - Die empfohlene Gewässergröße liegt bei 2–30 m² (Orientierungswert) und einer Gewässertiefe von maximal 20–40 cm (s.u.).
 - Die Laichgewässer müssen stets besonnt sein, sodass sie sich schnell auf >20°C erwärmen.
 - An mindestens einer Stelle sollte ein Flachufer vorhanden sein. Der Anteil der Flachwasserstellen (<40 cm Tiefe) sollte mindestens 70 % betragen (PAN & ILÖK 2010); BARANDUN et al. (2009) beschreiben eine ideale Wassertiefe von 15–50 cm.
 - Der Deckungsgrad der submersen und emersen Vegetation sollte <5 % betragen (PAN & ILÖK 2010).
 - Die Laichgewässer sollten einen temporären Charakter aufweisen und sollten jährlich, mindestens aber im Turnus von 4–6 Jahren trocken fallen. Falls Gewässer nie trocken fallen, ist auf eine regelmäßige Neuschaffung von Kleinstgewässern zu achten, um einen dynamischen Lebensraumcharakter zu imitieren (KARCH 2011).
 - Eine durchgehende Wasserführung von mindestens 8 Wochen zwischen April und August sollte gegeben sein (KARCH 2011).
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemittel und Insektiziden mittels eines 10–50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten, extensiv genutzten Uferrandstreifens bzw. absoluten Düngungsverzichts in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Wiederkehrende Pflegemaßnahmen im Turnus von 1–5 Jahren (je nach Ausgangssituation der Gewässer).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Eingriffen wie der Entfernung von Bodenschlamm und Wasservegetation ist stets auf einen eventuellen Zielkonflikt mit anderen gefährdeten Arten zu achten. Allerdings genießt die Gelbbauchunke wegen ihrer sehr starken Gefährdung (SCHLÜPMANN et al. 2011b) Priorität.
 - Bei der Entschlammung ist die Abfolge und Lage der wasserspeisenden und wasserstauenden Schichten zu ermitteln, damit die für Kleingewässer wichtige Stauschicht nicht durch die Entschlammung durchstoßen wird (BERGER et al. 2011).
- Art und Menge der Gewässer auf beweideten Flächen bzw. die Viehdichte müssen so gesteuert werden, dass das Vieh nicht alle Gewässer als Tränke nutzt (Risiko des vorzeitigen Austrocknens) (SCHLÜPMANN et al.

2011a). Daher ist eventuell eine Einzäunung von kleinen Gewässern im Sommer bei zu hohen Viehdichten (>2 GVE/ha) geboten.

- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind kurzfristig durchführbar. Somit kann mit einer Wirksamkeit innerhalb von 1–3 Fortpflanzungsperioden gerechnet werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen bezüglich der Laich- und Aufenthaltsgewässer vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar (1–3 Jahre).
- Positive Nachkontrollen (vgl. DIETERICH 2002, SIEBERT 2006) sind vorhanden und dokumentieren die grundsätzliche Wirksamkeit dieser Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für die Gelbbauchunke stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie für Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme „Anlage neuer (Still)Gewässer“ besitzt wie bei allen Amphibien die höchste Priorität.

Zur Schaffung von Winterquartieren und Verstecken besitzt die Maßnahme „Förderung naturnaher Waldentwicklung“ eine höhere Priorität als die Maßnahme „Anlage von Gesteinsaufschüttungen bzw. Totholzhaufen“.

Die Maßnahme „Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen“ ist eine wünschenswerte Maßnahme für diese Art (hohe Priorität), wenn die Rahmenbedingungen grundsätzlich gegeben sind.

Quellen

- Baker, J.; Beebee, T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.
- Barandun, J.; Kühnis, J. & R. Dietsche (2009): Maßnahmenprogramm Gelbbauchunke Liechtenstein – Sargans – Werdenberg. Schlussbericht Teil 1: Situation und Förderprogramm. http://www.naturinfo.ch/amphibien/img_amphibien/Doks/Unkenbericht%2009.pdf. Abruf 14.03.2011.
- Behrend, D.; Behrend F. & P. Schmidt (2011): Artenschutzmaßnahme für die in Nordrhein–Westfalen vom Aussterben bedrohte Gelbbauchunke. – elaphe 2 – 2011. http://www.biostation-bonn.de/_con02/upload/downloads/elaphe-2011-02_Gelbbauchunke.pdf (Abruf: 07.11.2011).
- Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.
- Buschmann, H. & B. Scheel (2009): Das Artenschutzprojekt Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) im Landkreis Schaumburg, Niedersachsen. – Mitteilungen für Feldherpetologie und Ichtyofaunistik, RANA 10: 8 – 17.
- Dieterich, M. (2009): Schutz und Management von Gelbbauchunken in Wirtschaftswäldern. – Workshop Artenhilfskonzept Gelbbauchunke. Wetzlar, 24.11.2009. <http://www.na-hessen.de/downloads/09n53gelbbauchunkenwirtschaftswaeldern.pdf>. Abruf 12.04.2011.
- Dieterich, M. (2002): Reproduktionserfolg der Gelbbauchunke in Abhängigkeit vom Gewässertyp. <http://www.naturschutz.landbw.de/servlet/is/67534/gelbbauchunke.pdf> (Abruf: 05.09.2011)
- DLR R–N–H, Landwirtschaft & Umwelt (2009): Programm Agrar–Umwelt–Landschaft – PAULa – Kurzfassung PAULa Vertragsnaturschutz–Programmteile. 13S.
- Genthner, H. & Hölzinger, J. (2007): Gelbbauchunke *Bombina variegata*. In: Laufer, H., Fritz, K., Sowig, P. (Hrsg.) (2007): Die Amphibien und Reptilien Baden–Württembergs. - Stuttgart.
- Gollmann, B.; Gollmann, G. & M. Miesler (2000): Habitatnutzung und Wanderung in einer Gelbbauchunken–Population (*Bombina v. variegata*). Zeitschrift für Feldherpetologie 7: 1 – 16.
- Herrmann, D.; Podlucky, R. & T. Wagner (2001): Das niedersächsische Biomonitoring– und Artenschutzprogramm Gelbbauchunke (*Bombina variegata*). In: Görner, M. & P. Kneis (Hrsg.): Artenschutzreport Heft 11/2001. S. 30 – 32.
- Karch (2011): Praxismerkblatt Artenschutz – Gelbbauchunke *Bombina variegata*. <http://www.karch.ch/karch/shared/amp/merkbl/praxismerkblaetter/Praxismerkblatt%20Gelbbauchunke.pdf>. Abruf 10.05.2011.
- Kremer, B.P. (2009): Siebengebirge – im Saum der Großlandschaften. Die Exkursion. Biologie in unserer Zeit. Volume 39, Issue 6, pages 410–416.
- Krummenacher, E. (2008): Artenförderungsprojekt – Förderungsmaßnahmen für Gelbbauchunken. Milan 4: 4 S. http://www.ig-landschaft.ch/de/files/milan_unken_08_low.pdf. Abruf 12.05.2011.
- Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein–Westfalen (LANUV) (2011): http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/amph_rept/steckbrief/102324. Abruf 13.03.2011.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein–Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein–Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.01.2012.
- Möller, S. (1992): Zur Lebensraumwahl und Fortpflanzungsstrategie der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) auf einem ehemaligen Truppenübungsplatz im Landkreis Mühlhausen.
- Müller–Kroehling, S.; Franz, CH. & V. Binner (2003): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier– und Pflanzenarten des Anhanges II der Fauna–Flora–Habitat–Richtlinie und des Anhanges I der Vogelschutzrichtlinie in Bayern. – Freising, 161 S.
- Niekisch, M. (1990): Untersuchung zur Besiedlungsstrategie der Gelbbauchunke *Bombina v. variegata* Linnaeus, 1758 (Anura, Amphibia). – Dissertation Universität Bonn.
- Nöllert, A. & R. Günther (1996): Gelbbauchunke – *Bombina variegata* (LINNAEUS, 1759). In: Günther, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena. S. 232 – 251.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro Für Angewandten Naturschutz GmbH München & Institut Für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.

- Schlüpmann, M. (1992): Kartierung und Bewertung stehender Gewässer. In: Eikhorst, R. (Hrsg.) Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. – Verl. f. Ökologie u. Faunistik, Duisburg: 149–176.
- Schlüpmann, M. (1996): Die Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) in Nordrhein–Westfalen. – Naturschutzreport 11: 113–130.
- Schlüpmann, M. (2002a): Ist die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) in Nordrhein–Westfalen noch zu retten? Zur Situation und Biologie einer Amphibienart am Rande ihrer Verbreitung. – Zusammenfassung eines Vortrages vor der 26. Jahrestagung (19. März 2002) der Arbeitsgemeinschaft für biologisch–ökologische Landesforschung e. V. in Münster. Online im Internet: http://www.herpetofauna-nrw.de/PDF/Zusammenfassung_Vortrag_26te_ABOEL-Jahrestagung.pdf.
- Schlüpmann, M. (2002b): Gelbbauchunken in Westfalen – erste Erfolge. – Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen Rundbrief Nr. 21: 11–12. Online im Internet: URL: http://www.herpetofauna-nrw.de/Rundbriefe/Rdbr21_Oktober2002.pdf.
- Schlüpmann, M. (2004): Seminar in Overath zum Schutz der Gelbbauchunken und Geburtshelferkröten. In: Schlüpmann, M. (Red.): Rundbrief zur Herpetofauna NRW (Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen) Nr. 25 Juni 2004: 28–31. Online im Internet: URL: http://www.herpetofauna-nrw.de/Rundbriefe/Rdbr25_Juni2004.pdf.
- Schlüpmann, M. & Königs, B. (2006): Die Gelbbauchunke. Pionier auf dem Rückzug. – Naturschutz in Nordrhein–Westfalen 17 (1): 18.
- Schlüpmann, M.; Bußmann, M.; Hachtel, M. & U. Haese (2011a): Gelbbauchunke (*Bombina variegata*). In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalens Band 1. S. 507 – 542.
- Schlüpmann, M.; Mutz, T.; Kronshage, A.; Geiger, A. & Hachtel, M. unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen (2011b): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein–Westfalen. In: Landesamt Für Natur, Umwelt Und Verbraucherschutz Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein–Westfalen. 4. Fassung. – LANUV–Fachbericht, Recklinghausen 36, Band 2: 159–222.
- Schweizer Vogel Schutz Svs / Birdlife Schweiz (2004): Kleinstrukturen – Praxismerkblatt 7 Pflützen und Tümpel. <http://www.birdlife.ch/pdf/tuempel.pdf> Abruf 11.05.2011.
- Schweizer Vogel Schutz Svs / Birdlife Schweiz (2004): Kleinstrukturen – Praxismerkblatt 2 Steinhäufen. <http://www.birdlife.ch/pdf/steinhaufen.pdf>. Abruf 28.08.2011.
- Seidel, B. (1996): Streifzug durch die Verhaltens– und Populationsbiologie von Gelbbauchunken, *Bombina variegata* (L., 1758) (Anura: Bombinatoridae), in einem Habitat mit temporären Gewässern. – Naturschutzreport 11: 16–31.
- Siebert, H. (2006): Hilfen für die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) und Beobachtungen zum Verhalten. In: NGNN (2006): Jahrbuch Naturschutz in Hessen Band 10/2006. S. 40 – 42.
- SY, T. (1999): Zur Bestands– und Gefährdungssituation der Gelbbauchunke (*Bombina v. variegata*) auf dem ehemaligen militärischen Übungsgelände „Dörnaer Platz“ in Unstrut–Hainich–Kreis. In: Thüringer Landesamt für Umwelt (1999): Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen. Heft 3. S. 84 – 89.
- Theißen, H. (2005c): Populationsgröße der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) im Stollberger und Aachener Raum und Einsatz von Polyethylen–Wannen als Laichgewässer. – Zeitschrift für Feldherpetologie 12: 250 – 253.
- Twelbeck, R. (2003a): Bewertungsrahmen Gelbbauchunke. Hessisches Dienstleistungszentrum für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz, Rodenbach: 1 Seiten.
- Twelbeck, R. (2003b): Artensteckbrief Gelbbauchunke *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758). Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien– und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 5 S.
- Veith, M. (1996): Gelbbauchunke – *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758). In: Bitz, A., Fischer, K., Simon, L., Thiele, R. & M. Veith (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland–Pfalz. Landau. S. 151 – 164.
- VSE (Industrieverband Steine und Erden e.V.) & GNOR (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland–Pfalz e.V.) (2010): Zwischenbericht Juli 2010 Kooperationsprojekt „Abbaubetriebe und Amphibienschutz“. 34 S. http://www.verband-steine-erden.de/download/1007_Zwischenbericht_Kooperationsprojekt.pdf?PHPSESSID=0089a03f44b2693822b4e9f60b30beaa. Abruf 04.11.15
- Zahn, A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. – Artenschutzreport 20/2006: 5 – 10.

3.3 Kammolch (*Triturus cristatus*)

Kammolch *Triturus cristatus* ID 97

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Als Fortpflanzungsstätte dient das Laichgewässer einschließlich des unmittelbaren Gewässerumfeldes. Stehen mehrere Gewässer in einem Gewässerkomplex so miteinander in Verbindung, dass regelmäßige Austauschbeziehungen stattfinden, so ist der Bereich zwischen den Gewässern Teil der Fortpflanzungsstätte.

Ruhestätte: Die Ruhestätte umfasst das Laichgewässer und andere, im Sommerlebensraum als Ruhestätten und/oder zur Überwinterung genutzte Gewässer und die angrenzenden Landlebensräume (bis max. 500 m entfernt), sofern sie eine gute Habitateignung aufweisen (Struktureichtum).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Vorkommen: Lokale Reproduktionsgemeinschaft am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis 1.000 m (Metapopulation; entsprechend bekannter Dispersionsradien).
- Migrationsdistanzen liegen lt. KUPFER (1998), VON BÜLOW (2001) und ORTMANN (2004) (jeweils zitiert in KUPFER & VON BÜLOW 2011) zwischen 240 und 1.290 m. In der Regel liegen Tages- und Winterverstecke aber nicht weiter als 20–100 m von den Gewässern entfernt (vgl. Angaben von VON BÜLOW; KUPFER; MASCHKA & KORDGES; jeweils zitiert in KUPFER & VON BÜLOW 2011). Der Median-Wert aller in KUPFER & VON BÜLOW (2011) beschriebenen Migrationen beträgt 275 m. PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von <2.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Mind. 100 m² große und i.d.R. über 50 cm tiefe, selten austrocknende, sommerwarme, stehende Kleingewässer (Kleinweiher, Teiche und Tümpel nach der Typisierung von SCHLÜPMANN 1992 und PARDEY et al. 2005), möglichst fischfrei, mit geringer Beschattung und reicher Vegetation.
 - Kühlere Staugewässer und Teiche werden gemieden (SCHLÜPMANN et al. 2005, 2006).
 - Lt. SCHLÜPMANN (2005) meiden Kammolche vegetationslose, fischbesetzte Gewässer, da ihre pelagisch schwimmenden Larven der Prädation durch Fische schutzlos ausgesetzt sind. KLEWEN (1988a, zitiert in KUPFER & VON BÜLOW 2011) führt den Rückgang einer Kammolch-Population in Duisburg direkt auf die Zunahme des Bestandes des Dreistachligen Stichlings zurück. Generell gilt Fischbesatz als bedeutender Gefährdungsfaktor für den Kammolch (SCHLÜPMANN & GEIGER 1999, SCHLÜPMANN et al. 2011). In der Rheinaue Duisburg-Walsum sind von fast 100 stehenden Gewässern nur wenige fischfreie Gewässer besiedelt (M. SCHLÜPMANN). Von allen Gewässernutzungen wird die Nutzung als Fischteich am stärksten gemieden (SCHLÜPMANN et al. 2006).
- Reich strukturierter Gewässerboden (Äste, Steine, Höhlungen etc.).
- I.d.R. meso- bzw. eutrophe Gewässerbedingungen (reich an Futtertieren im benthischen Bereich und noch gute Wasserqualität) mit einem pH-Wert von >5,5 (BAKER et al. 2011); Gewässer mit guten Puffereigenschaften und kalkreiche bzw. basenreiche Gewässer werden bevorzugt (GROSSE & GÜNTHER 1996).
- Offene Lebensräume (Grünland, Brachen, Ruderalfluren, Abgrabungen) werden bevorzugt angenommen (SCHLÜPMANN et al. 2006).
- Habitatpräferenz für Auwaldstandorte und Abgrabungen.

- Strukturreiche Landlebensräume (extensives (Feucht)Grünland, Säume, Brachen, Gehölze, Hecken, Waldlichtungen) im Umkreis von <500m zum Laichgewässer.
- Tagesverstecke / Winterquartiere unter großen Steinen, Brettern, Höhlungen unter Wurzeln etc. Die Populationsdichte ist positiv mit dem Totholzangebot im Landlebensraum korreliert (LATHAM et al. 1996).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Wichtig für eine nachhaltige Bestandssicherung ist eine lockere Verbindung zwischen den lokalen Schwerpunktorkommen, da die Art wenig wanderfreudig ist. JEHLE et al. (2011) geben als durchschnittlichen maximalen Wert >1.000 m an, typisch sind jedoch weitaus geringere Entfernungen. In einer Untersuchung in Westfrankreich bewegten sich 50 % der telemetrierten Tiere innerhalb einer räumlichen Entfernung von nur 15 m um das Laichgewässer und 95 % blieben in einem Umkreis bis zu 63 m (JEHLE 2000 zitiert in JEHLE et al. 2011). Entsprechend wird für die Neuanlage von Habitaten eine Entfernung von in der Regel nicht mehr als 275 m (Median-Wert, s.o.) empfohlen.

Sonstige Hinweise

- Die Austrocknung von Gewässern beeinflusst den Metamorphoseerfolg. Die Aussterbewahrscheinlichkeit sinkt mit abnehmender Häufigkeit des Trockenfallens der Laichgewässer.

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)Gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zur Schaffung neuer Laichhabitate werden im strukturreichen Grünland mit Anbindung an Hecken, Säume, Wälder etc. neue voll besonnte und nicht zu tiefe Gewässer angelegt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Enger räumlicher Zusammenhang zu den bekannten Vorkommen, da nur so ein Einwandern von Individuen möglich ist. Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche, entsprechend dem für Untersuchungen aus NRW ermittelten Median, nicht weiter als 275 m vom nächsten Vorkommen entfernt und es sollten keine Barrieren vorhanden sein (HACHTEL et al. 2006).
 - BAKER & HALLIDAY (1999) berichten aus England, dass Kammolche keine Neuanlagen besiedelten, die weiter als 400 m von einem Altgewässer entfernt lagen; LANGTON et al. (2001), WHITEHURST (2001) und RUNGE et al. (2010) geben Entfernungen <500 m an.
- Mehrere unterschiedlich große Gewässer sind besser als ein großes, da sich so potenziell mehr Teichtypen entwickeln können. Entfernung der Teiche untereinander [max. 200 m, besser < 100 m \(BfN 2014\) <250m \(ENGLISH NATURE 2001, zitiert in RUNGE et al. 2009\).](#)
- Mindestens 20 m breite, extensiv oder ungenutzte Pufferzonen um das Gewässer (ELLMAUER 2005).
- Eine ausreichende Wasserhaltekapazität des Untergrundes ist zu gewährleisten und eventuell im Voraus zu prüfen, ansonsten können geeignete Materialien zur Abdichtung verwendet werden (BAKER et al. 2011).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Neuschaffung von doppelt so vielen Gewässern wie verloren gehen (WHITEHURST 2001), da die Akzeptanz nicht genau vorhersagbar ist. Auf Grundlage der Erfahrungen in NRW sollte mindestens ein Komplex aus 3 Kleingewässern und einer Mindestfläche von 100 m² Gewässerfläche entstehen (Typ Kleinweiher, Teich, Tümpel nach PARDEY et al. 2005).

- Im Kreis Viersen wurden von 37 neu angelegten Gewässern nur 8 (22 %) von Kammolchen angenommen (KAMBERGS 1997, zitiert in KUPFER & VON BÜLOW 2011). Im Ruhrgebiet wurden im Rahmen von Umsiedlungen vier der sechs neu angelegten Umsiedlungsgewässer angenommen (KUPFER & VON BÜLOW 2011).
- Tiefe des Gewässers kann variieren: tiefe (bis 4 m) und flache Bereiche kombinieren (WHITEHURST 2001); Wassertiefe mindestens 20 cm (GROSSE & GÜNTHER 1996). Die Gewässer sollten jedes oder jedes zweite Jahr austrocknen, um den Prädationsdruck (Fische, Libellenlarven) zu minimieren (HACHTEL et al. 2006, OLDHAM et al. 2000); der Teich sollte aber mindestens 1 mal in 3 Jahren auch im Sommer Wasser führen (WHITEHURST 2001).
- Ausstattung mit Flachwasserzonen mit ausreichender submerser Vegetation zur Eiablage (vgl. SCHLÜPMANN 1981, KUPFER & VON BÜLOW 2011) und offenen Bereichen für die Balz (GROSSE & GÜNTHER 1996, WHITEHURST 2001).
- pH-Wert nicht unter 5,5 (BAKER et al. 2011).
- Beschattungsgrad unter 40 % und kein bzw. wenig Schatten auf der Südseite (GROSSE & GÜNTHER 1996).
- Verzicht auf Besatz mit Fischen oder Wasservögeln. Ein Besatz bzw. eine Besiedlung mit Wasservögeln bzw. Fischen mindert die Habitataignung maßgeblich (BAKER & HALLIDAY 1999). Um Fische entfernen zu können, ist es sinnvoll, die Gewässer so anzulegen, dass sie gelegentlich abgelassen werden können (RIMPP 2007).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Management der Wasservegetation. Die Gewässer müssen sowohl dichte Vegetation, als auch Schwimmraum bieten (RUNGE et al. 2010).
- Zurückschneiden von beschattenden Bäumen/ Sträuchern.
- Aushub von Laubfall.
- Kontrolle und ggf. Entfernen vom Fischbestand.
- Entfernen von Faulschlamm.
- Extensive Pflege / Bewirtschaftung von angrenzendem Grünland.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Stehen keine bereits als Landlebensraum geeigneten Flächen zur Verfügung, muss ggf. ergänzend zur Anlage neuer Laichgewässer auch ein geeigneter Landlebensraum geschaffen werden (RUNGE et al. 2010). Neu angelegte Kammolchgewässer im extensiv beweideten Grünland bzw. in Waldrandnähe wurden bevorzugt angenommen (STRASSEN NRW 2011).
- Eine ungestörte Sukzession begünstigt die Verlandung und führt mittelfristig zur unerwünschten Beschattung der Gewässer.
- Arbeiten in Wäldern, in denen ein Kammolch-Laichgewässer liegt, sollten schrittweise und zeitlich begrenzt durchgeführt werden.
- Der im Rahmen der Gewässerneuanlage anfallende Aushub kann randlich als Erdhügel genutzt werden und gemischt mit Schotter und Schutt auch als Winterquartier dienen (WHITEHURST 2001).
- Auch mehrjährige Emergenzausfälle durch das Austrocknen von Laichgewässer können von Kammolchen aufgrund ihres hohen Alters kompensiert werden (KUPFER & VON BÜLOW 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Anlage der Gewässer lässt sich kurzfristig durchführen, wobei die Besiedlung mit Pflanzen und Wirbellosen mindestens eine Vegetationsperiode benötigt.
- Kammolche bevorzugen Gewässer späterer Sukzessionsstadien (MIOGA & MÜLLER 2010) und profitieren daher weniger von Gewässerneuanlagen als andere Amphibienarten (THIESMEIER & KUPFER 2000, ebenda). RÜCKRIEM et al. (2009) empfehlen eine Vorlaufzeit von mindestens 3 Jahren, damit ein neu angelegtes Laichgewässer seine volle ökologische Funktion für den Kammolch erfüllen kann. Eine Besiedlung innerhalb von etwa 5 Jahren ist wahrscheinlich und kann durch Verwendung von Pflanzenmaterial aus vorhandenen Gewässern durch miteingebrachte Organismen beschleunigt werden (RUNGE et al. 2010).
- Lt. STRASSEN NRW (2011) gelang eine erfolgreiche Besiedlung neu angelegter Kleingewässer in der Weseraue bei Höxter innerhalb von 4–5 Jahren. KUPFER & KNEITZ (2000) berichten von einer erfolgreichen Spontanbesiedlung bei 2 von 4 Teichen, und zwar einmal nach 3 Jahren und einmal nach 6 Jahren; ARNTZEN & TEUNIS (1993) von einer schnellen Besiedlung bereits im ersten Jahr mit stark schwankenden Bestandszahlen in den Folgejahren. Im Münsterland erschien der Kammolch zusammen mit dem Bergmolch nach vier Jahren an einem neu angelegten Gewässer (HOMANN schriftl. zitiert in KUPFER & VON BÜLOW 2011). In Köln wurden zwei neu angelegte Laichgewässer schon nach zwei Jahren besiedelt (SIMON schriftl. zitiert in KUPFER & VON BÜLOW 2011). Dasselbe kann SCHLÜPMANN von einer Neuanlage in Oberhausen berichten (schriftl. Mitt. V. 22.04.2012).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 2–3 Jahren, entwickelbar und in Abhängigkeit von der Entfernung zum ursprünglichen Habitat, von der Populationsgröße und der strukturellen Eigenschaften des neuen Standortes (KUPFER & VON BÜLOW 2011) unterschiedlich schnell wirksam.
- Es sind zahlreiche Nachuntersuchungen dokumentiert, die die grundsätzliche Wirksamkeit belegen (THIESMEIER & KUPFER 2000, BAKER & HALLIDAY 1999, GROSSE 2004, ARNTZEN & TEUNIS 1993, GRELL et al. 1999, HACHTEL 2001, HACHTEL et al. 2006, KUPFER & KNEITZ 2000, KUPFER & VON BÜLOW 2011). Neu angelegte Gewässer werden jedoch nicht immer sofort besiedelt (KUPFER & VON BÜLOW 2011). Berichte über eine zögerliche bzw. fehlende Annahme von neu angelegten Gewässern berichten z.B. über zu große Entfernungen zu den alten Vorkommen bzw. mangelnde Eignung der Gewässer wegen Fischbesatz oder Beschattung.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch¹⁰

¹⁰ im Gegensatz zu RUNGE et al. (2010), die dieser Maßnahme eine hohe Eignung zusprechen.

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zur Vernetzung der Laichgewässer untereinander und mit den Winterquartieren wird der Landlebensraum durch Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen optimiert. Einzelmaßnahmen sind vor allem die Neuanlage von Extensivgrünland bzw. Nass-/ Feuchtgrünland und die Neuanlage ephemerer Feuchtstellen in Verbindung mit der Anlage von Säumen und Gehölzen, Nutzungsänderung zu extensiver Beweidung oder Verzicht auf Düngung und Biozide, Nutzungsaufgabe / Brache und ggf. auch Entsiegelung von (Wirtschafts-)Straßen / Wegen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 275 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Keine hohe Vorbelastung durch Dünger oder Biozide.
- Besiedlungsquellen / Spenderbiotope für artenreiches (feuchtes) Grünland in räumlicher Nähe.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Möglichst hoher Struktureichtum auf der Fläche.
- Lineare Anbindung der Habitatelemente an die Laichgewässer.
- Mahd oder extensive Beweidung (einschl. der Uferzonen von Gewässern) mit 0,3 bis 0,5 GVE/ha (BfN 2014) [← 2-Rinder/ha](#): Auf eine Düngung des Grünlands ist zu verzichten, damit die Gewässer so lange wie möglich meso- bis schwach eutroph bleiben (ZAHN 2006, RÜCKRIEM et al. 2009).
 - Bei extensiver Beweidung sollten die Gewässer zumindest teilweise eingezäunt werden, um eine mögliche Trittbelastung und zu starken Verbiss (die submerse Vegetation wird in bis zu 60 cm Tiefe verbissen (ZAHN 2006) zu vermeiden.
 - Ist eine Beweidung nicht durchführbar, sollte eine extensive Mahd nach Vorgaben von OPPERMANN & CLAßEN (1998) und LICZNER (1999), wenn möglich mittels Balkenmäher, durchgeführt werden. Nach Angaben von CLAßEN et al. (1997) stellt ein angepasstes Mahdsystem mit zeitlich versetzter Mahd, Spätmahdflächen und jährlich ungemähten Flächen Rückzugsgebiete bzw. Regenerationsbereiche für Amphibien dar. [Maximal zweischürige Mahd, Schnitthöhe mind. 10 cm \(BfN 2014\)](#).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Extensive Beweidung bzw. Mahd des Grünlands.
- Abschnittsweise „auf den Stock setzen“ von Hecken (alle 5–10 Jahre).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Orientierung an bestehenden Strukturen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die benötigten Strukturen sind überwiegend kurzfristig (1–3 Jahre) bzw. unmittelbar (bezogen auf die Maßnahme Nutzungsextensivierung) und innerhalb von 2–5 Jahren (bezogen auf die Maßnahme Neuanlage von Extensiv- bzw. Feuchtgrünland bzw. Gehölzen bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten) entwickelbar.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind überwiegend kurzfristig wirksam.
- Die Maßnahmentypen werden einzeln oder in der Kombination miteinander in der Literatur häufig als flankierende Maßnahmen vorgeschlagen (RÜCKRIEM et al. 2009, MEYER 2005, MEYER et al. 2004, CLOOS 2003, GROSSE & GÜNTHER 1996). Dokumentierte Monitoringuntersuchungen zu Maßnahmen im Landhabitat sind nicht bekannt. Sie sind jedoch aus der Artökologie heraus plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Förderung naturnaher Waldentwicklung (liegendes Totholz) / Waldumbau (W1.6/W6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

- Durch Nutzungsextensivierung der Wälder soll eine naturnahe Waldentwicklung mit ausreichend liegendem Totholz und damit das natürliche Vorkommen von potenziellen Winterquartieren gewährleistet werden. Durch Umbau reiner Nadelwaldbestände in Laubwälder bzw. Mischwälder kann der Anteil potenzieller Lebensräume erhöht werden. Das aktive Ausbringen von Stubben und Totholz verbessert das Angebot von geeigneten Winterverstecken kurzfristig.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 275 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Die direkte Nähe zu (potenziellen) Laichgewässern ist sehr wichtig. Vor allem Waldränder mit direktem Bezug zu den Laichgewässern sind optimale Maßnahmenstandorte.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Entwicklung strukturreicher, lichter, nicht zu trockener Wälder.

- Auf eine hohe Dichte an liegendem Totholz (Baumwurzel, Stubben usw.) ist zu achten. Wenn notwendig, kann eine aktive Ausbringung von Totholz und Stubben den Maßnahmenerfolg kurzfristig unterstützen.
- Nach BAKER et al. (2011) sind die Mindestmaße eines Überwinterungsquartiers 4 m x 2 m x 1 m, um eine ausreichende Zahl an verschiedenen Mikrohabitaten und stabile Bedingungen während des Winters zu gewährleisten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Vor allem der Waldrand ist als Sommer- und Winterhabitat dieser Art strukturreich zu gestalten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen zum Waldumbau bzw. zur Nutzungsextensivierung erreichen ihre volle Wirksamkeit erst mittel- bis langfristig, Teilfunktionen werden jedoch bereits innerhalb von 5–10 Jahren optimiert. Eine kurzfristige Wirksamkeit dieser Maßnahme ist z.B. mit der aktiven Ausbringung von Totholz und Stubben zu erreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind aktiv kurzfristig erreichbar und mit Hilfe des Nutzungsverzichts mittel- bis langfristig zu sichern.
- Es liegen keine Literaturhinweise zu Monitoringuntersuchungen bezüglich dieser Maßnahme vor. Vor dem Hintergrund der Erfahrungen in NRW besteht eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Anlage von Gesteinsaufschüttungen oder Totholzhaufen (O4.4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von Gesteinsaufschüttungen oder Totholzhaufen (je nach Landschaftstyp) als Winterverstecke.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 275 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Räumliche Lage möglichst in der gleichen Richtung wie ein verloren gegangenes Winterquartier.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Bei Neuanlage in anderer Richtung als verloren gegangenes Winterquartier, Anlage mehrerer Winterquartiere (RUNGE et al. 2010).
- Nach BAKER et al. (2011) sind die Mindestmaße eines Überwinterungsquartiers 4 m x 2 m x 1 m, um eine ausreichende Zahl an verschiedenen Mikrohabitaten und stabile Bedingungen während des Winters (Frostfreiheit) zu gewährleisten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Frisch metamorphosierte Kammmolche bevorzugen signifikant Substrate, die vorher von Adulten benutzt wurden gegenüber „sauberen“ Substraten. Die Fähigkeit, Duftspuren zur Orientierung zu nutzen, wurde durch Tests nachgewiesen (HAYWARD et al. 2000).
- Diese Maßnahme soll nur bei einem offensichtlichen Defizit an potenziellen Winterquartieren durchgeführt werden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Umsetzung der Maßnahme kann kurzfristig erfolgen, bei geeigneten Rahmenbedingungen ist von einer schnellen Besiedlung auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar (1–3 Jahre).
- Die Maßnahme wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (RÜCKRIEM et al. 2009, MEYER 2005, MEYER et al. 2004, CLOOS 2003, GROSSE & GÜNTHER 1996). Monitoringuntersuchungen in NRW (STRASSEN NRW 2011) dokumentieren die positive Funktionserfüllung von Steinwällen bzw. Steingruben als Ersatz-Winterquartiere.

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
- ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
- ~~bei allen Vorkommen~~
- ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
- ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Gewässerpflege (G6)**Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Optimierung von Gewässern, z.B. durch Entfernung von Bäumen und Gebüsch am Gewässer zur Reduzierung von Beschattung und Laubeintrag, Entfernung von eingesetzten Fischen und ggf. Faulschlammensorgung.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche, soweit sie nicht bereits besiedelt ist, nicht weiter als 275 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- In der direkten (100–500 m) Gewässerumgebung befindet sich ein geeignetes Landhabitat.
- Die Anforderungen der Art an ein Gewässer bezüglich Trophie, Größe, Wassertiefe und Vegetationsbedeckung sind prinzipiell gegeben bzw. entwickelbar.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemitteln und Insektiziden mittels eines 10–50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten, extensiv genutzten Uferrandstreifens bzw. absoluten Düngungsverzichts in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Rückschnitt von beschattenden Bäumen/ Sträuchern.
- Aushub von Laubfall.
- Kontrolle und ggf. Entfernen des Fischbestandes, Entsorgung von Faulschlamm.
- Ein Abpumpen der Gewässer im Sommer oder Herbst zur Beseitigung der Fische kann notwendig sein (SCHLÜPMANN et al. 2011).
- Management der Wasservegetation. Die Gewässer müssen sowohl dichte Vegetation als auch Schwimmraum bieten (RUNGE et al. 2010).
- Extensive Beweidung der Gewässerränder und des Gewässerumfeldes mit max. 1–2 GVE/ha.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober).

- Die Entfernung von Prädatoren ist von äußerster Wichtigkeit, da gerade die pelargisch schwimmenden Larven dem Fischfraß sehr stark ausgesetzt sind (SCHLÜPMANN 2005).
- Bei der Entschlammung ist die Abfolge und Lage der wasserspeisenden und wasserstauenden Schichten zu ermitteln, damit die für Kleingewässer wichtige Stauschicht nicht durch die Entschlammung durchstoßen wird (BERGER et al. 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar und in Abhängigkeit von der Entfernung zum ursprünglichen Habitat, von der Populationsgröße und den strukturellen Eigenschaften des neuen Standortes (KUPFER & VON BÜLOW 2011) im Allgemeinen innerhalb von 1–3 Jahren / Vegetationsperioden wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Qualitäten sind kurzfristig entwickelbar (<1Jahr) und wirksam.
- Die Maßnahme wird einzeln oder in der Kombination mit anderen in der Literatur häufig vorgeschlagen (u.a. RÜCKRIEM et al. 2009, ORTMANN 2007). KORDGES & KEIL (2000, zitiert in KUPFER & VON BÜLOW 2011) belegten eine Erhöhung der Larvendichte nach Entbuschungsmaßnahmen am Gewässerrand. Die nordrhein-westfälischen Experten sprechen dieser Maßnahme eine sehr hohe Eignung zu, im Gegensatz zu RUNGE et al. (2010), die sie mit hoch bewerten.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für den Kammmolch stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie der Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme „Anlage neuer (Still)Gewässer“ besitzt wie bei allen Amphibien die höchste Priorität.

Die Maßnahme zur Entwicklung des Landhabitats „Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland“ ist als flankierende Maßnahme in Verbindung mit der Neuanlage von Gewässern und/oder Steinschüttungen / Totholzhaufen (Winterquartiere) gut geeignet, besitzt gegenüber anderen Maßnahmen im Landlebensraum jedoch eine geringere Priorität.

Quellen:

Arntzen, J. W. & Teunis, S. F. M. (1993): A six year study on the population dynamics of the crested newt (*Triturus cristatus*) following the colonization of a newly created pond. *Herpetological Journal* 3: 99–110.

Baker, J. M. R. & Halliday, T. R. (1999): Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal* 9: 55–63.

Baker, J.; Beebee, T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchard (2011): *Amphibian Habitat Management Handbook*. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): *Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten*. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Claßen, A.; Liczner, Y. & R. Oppermann (1997): Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Sicherung und Wiederaufbau von Amphibienpopulationen im Feuchtgrünland – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen: 125 S.

Cloos, T. (2003): Die Situation des Kammolchs *Triturus cristatus* in Hessen (Anhang II der FFH-Richtlinie). Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach; überarbeitete Version Stand: August 2004. Im Auftrag des HDLGN.

Ellmauer, T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. i.A. der neun österreichischen Bundesländer des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH. 905 S.

Grell, H.; Grell, O. & K. Voß (1999): Effektivität von Fördermaßnahmen für Amphibien im Agrarbereich Schleswig-Holsteins. *Amphibienschutz durch Wiedervernässung und extensive Uferbeweidung*. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31 (4): 108–115.

Grosse, W. R. (2004): Kammolch – *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). In: Meyer, F.; Buschendorf, J.; Zuppke, U.; Braumann, F.; Schädler, M.; Grosse, W.-R. (Hrsg.): *Die Lurche und Kriechtiere Sachsen-Anhalts*. Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Schutz. Laurenti-Verlag, Bielefeld: S. 61–67.

Grosse, W. R. & R. Günther (1996): Kammolch – *Triturus cristatus*. In: Günther, R. (Hrsg.): *Die Amphibien und Reptilien Deutschlands*. Gustav Fischer-Verlag, Jena: 120–141.

Hachtel, M. (2001): Entwicklung von Amphibienpopulationen in natürlichen und künstlichen Kleingewässern einer Agrarlandschaft: Ergebnisse aus dem Langzeitprojekt "Drachenfelder Ländchen". Vortrag auf der Tagung „Vielfalt in Raum und Zeit – Langzeitdynamik und Strukturierung von Populationen bei Amphibien und Reptilien und deren Bedeutung für den Naturschutz“ der AG Feldherpetologie der DGHT und des BFA Feldherpetologie und Ichthyofaunistik des NABU vom 16.–18.11.2001 am Institut für Ökologie und Evolutionsbiologie (IfOE) der Universität Bremen.

Hachtel, M.; Weddeling, K.; Schmidt, P.; Sander, U.; Tarkhishvili, D. & W. Böhme (2006): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft – Eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelder Ländchen bei Bonn. Abschlussbericht der wissenschaftlichen Begleitung zum E+E-Vorhaben „Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Zivilisationslandschaft“. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 30, 420 S.

Hayward, R.; Oldham, R. S.; Watt, P. J. & S. M. Head (2000): Dispersion patterns of young great crested newts (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10: 129–136.

Jehle, R.; Thiesmeier, B. & J. Foster (2011): *The crested newt*. Laurenti-Verlag, Bielefeld. 152 S.

Kupfer, A. & S. Kneitz (2000): Population ecology of the great crested newt *Triturus cristatus* in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetological Journal* 10(4): 165–171.

Kupfer, A. & B. von Bülow (2011): Kammolch – *Triturus cristatus*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): *Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens* Band 1. S. 375 – 406.

Langton, T.; Beckett, C. & J. Foster (2001): *Great Crested Newt Conservation Handbook*. *Froglife*, 55 S.

Latham, D.; Oldham, R.; Stevenson, M.; Duff, R.; Franklin, P. & M. Head (1996): Woodland management and the conservation of the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Aspects of applied biology*: 451–459.

Liczner, Y. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). *RANA Sonderheft* 3: 67 – 79.

Miosga, O. & W. R. Müller (2010): Kammolche statt Kreuzottern: *Natur in NRW* Nr.2/2010:21–24.

Meyer, F.; Buschendorf, J.; Zuppke, U.; Braumann, F.; Schädler, M. & W. R. Grosse (2004): *Die Lurche und Kriechtiere Sachsen-Anhalts*. Verbreitung, Ökologie, Gefährdung und Schutz. Laurenti-Verlag, Bielefeld.

- Meyer, S. (2005): Untersuchung zur Überlebensstrategie der Kammmolchpopulationen (*Triturus cristatus*, Laurenti 1768) in der Kulturlandschaft Sachsen-Anhalts. Dissertation an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.
- Oldham, R. S.; Keeble, J.; Swan, J.S. & M. Jeffcote (2000): Evaluating the suitability of habitat for the great crested newt (*Triturus cristatus*). *Herpetological Journal* 10: 143 – 155.
- Oppermann, R. & A. Claßen (1998): Naturverträgliche Mähtechnik – Moderne Mähgeräte im Vergleich.– Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen im NABU Deutschland (Hrsg.): Grüne Reihe, 1. Auflage.
- Ortmann, D. (2007): Stadt, Land, Molch – das Kammmolch-Projekt Krefeld aus drei Perspektiven. Teil III: Die Kammmolchpopulation in Krefeld. Rundbrief zur Herpetofauna von NRW 31: 31–36.
- PAN& ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Pardey, A.; Christmann, K.H.; Feldmann, R.; Glandt, D. & M. Schlüpmann (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele – Abhandlung aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 9 – 44.
- Rimpp, K. (2007): Nördlicher Kammmolch *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). In: Laufer, H., Fritz, K. & Ssowig, P. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Eugen Ulmer, Stuttgart: 207-222.
- Rückriem, C.; Steverding, M.; Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz– Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus–Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. zum Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010).
- Schlüpmann, M. (1981): Der Kammmolch (*Triturus c. cristatus*) im Nieder- und Westsauerland. – Veröff. Naturwiss. Ver. Lüdenscheid (Der Sauerländische Naturbeobachter) 15: 159–209.
- Schlüpmann, M. (1992): Kartierung und Bewertung stehender Gewässer. In: Eikhorst, R. (Hrsg.) Beiträge zur Biotop- und Landschaftsbewertung. – Verl. f. Ökologie u. Faunistik, Duisburg: 149–176.
- Schlüpmann, M. (2005): Die Amphibien und Reptilien im Hagener und Herdecker Raum. Teil 4 Nördlicher Kammmolch (*Triturus cristatus*) – *Cinclus*, Herdecke 33 (2): 3–11.
- Schlüpmann, M.; R. Feldmann & A. Belz. (2005): Stehende Kleingewässer im Südwestfälischen Bergland: Charakteristik und Fauna am Beispiel der Libellen und der Wirbeltiere. In: Pardey, A. & B. Tenbergen (Hrsg.): Kleingewässer in Nordrhein-Westfalen. Beiträge zur Kulturgeschichte, Ökologie, Flora und Fauna stehender Gewässer. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 201–222.
- Schlüpmann, M. & Geiger, A. (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein-Westfalen. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung u. Forsten/Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schriftenreihe, Recklinghausen 17: 375–404.
- Schlüpmann, M.; Geiger, A. & C. Willigalla (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. In: Schlüpmann, M. & H.-K. Nettmann (Hrsg.): Areale und Verbreitungsmuster: Genese und Analyse. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 10: 127–164.
- Schlüpmann, M.; Mutz, T.; Kronshage, A.; Geiger, A. & M. Hachtel unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – *Reptilia et Amphibia* – in Nordrhein-Westfalen. In: Landesamt Für Natur, Umwelt Und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. – LANUV-Fachbericht 36, Band 2: 159–222.
- Strassen NRW (Hrsg.) (2011): CEF-Maßnahmen zur Stabilisierung der Kammmolch-Population an der B64/83n: Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen im FFH-Gebiet „Grundlose-Taubenborn“. Bearb.: BIOPLAN Höxter. Poster im Rahmen der Landschaftstagung vom 19.05–20.05.2011 des FGSV in Halle (Nr. 19, Gruppe E „Artenschutz“).
- Thiesmeier, B. & A. Kupfer (2000): Der Kammmolch. Ein Wasserdrache in Gefahr. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 1, Laurenti Verlag: 158 S.
- Whitehurst, J. (2001): Great crested newt mitigation guidelines. *English Nature*, 75 S.
- Zahn, A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. – Artenschutzreport 20/2006: 5 – 10.

3.4 Kleiner Wasserfrosch (*Pelophylax lessonae*)

Kleiner Wasserfrosch *Pelophylax lessonae* ID 98

Vorbemerkung

Der Kleine Wasserfrosch ist zumeist mit dem Teichfrosch (*Pelophylax esculentus*), seltener mit dem Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*) vergesellschaftet (FELDMANN & PREYWISCH 1973, PREYWISCH & STEINBORN 1977, PREYWISCH 1981, GREVEN et al. 1988, SCHRÖER & GREVEN 1998, SCHLÜPMANN et al. 2005, 2011), mit deren Populationen er auch reproduktiv in enger Verbindung steht (GÜNTHER 1990, 1996). Nur wenige Populationen in NRW – z. B. im westlichen Siegerland – sind offenbar ausschließlich von *Pelophylax lessonae* besiedelt (SCHLÜPMANN et al. 2005, 2011). Die Beurteilung vieler Veröffentlichungen ist schwierig, da ältere Veröffentlichungen nie, neuere nur selten einen konkreten Bezug auf die drei Taxa nehmen. Der Kleine Wasserfrosch ist daher in NRW eine sehr wenig bekannte Art (SCHLÜPMANN et al. 2011). Derzeit ist davon auszugehen, dass Angaben zur Bastardsippe Teichfrosch (*Pelophylax esculentus*) auf den Kleinen Wasserfrosch mehr oder weniger übertragbar sind.

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung finden vollständig im Laichgewässer statt. Da diese Art eine vergleichsweise sehr terrestrische Art ist, sind die Laichgewässer inklusive der direkten Uferzone (das umliegende Grünland und Wald) als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen.

Ruhestätte: Tagesverstecke im Sommer befinden sich im Laich- und Aufenthaltsgewässer und seiner Umgebung. Oft sind die Sommerlebensräume mit der Fortpflanzungsstätte identisch, ein großer Teil der Sommerlebensräume liegt aber an Land. Unter den Wasserfröschen ist die Art diejenige, die nach dem Ablachen häufiger terrestrische Landhabitate aufsucht (SCHMIDT & HACHTEL 2011:871/872). Winterliche Ruhestätten des Kleinen Wasserfrosches befinden sich meist ca. 200–500 m von den Laichgewässern entfernt (BAST & WACHLIN 2004), wobei Wälder bevorzugt werden. Meist graben sich die Tiere in Waldbereichen in lockeren Boden ein oder nutzen Laub- und Totholzhaufen, Kleintiergänge, Baumstümpfe etc. (SCHMIDT & HACHTEL 2011).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokale Population (Reproduktionsgemeinschaft) am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis <2.000 m Entfernung.
- Wanderungen von 275–1800 m der Wasserfrösche allgemein wurden von SCHMIDT (2006a; zitiert in SCHMIDT & HACHTEL), PREYWISCH & STEINBORN (1977) und SCHLÜPMANN (schriftl. Mitt. v. 22.04.2012) festgestellt. Fernausbreitungen sind von SCHMIDT (2006a; zitiert in SCHMIDT & HACHTEL) und BLAB (1986) bekannt und liegen zwischen 1.800–2.500 m. Andere Untersuchungen zeigen Landhabitate in 100 m (PREYWISCH 1981), 400 m (SANDKE, zitiert in SCHMIDT & HACHTEL 2011) und 600 m (HOPPE, zitiert in SCHMIDT & HACHTEL 2011) Entfernung. Der Median-Wert aller in SCHMIDT & HACHTEL (2011) beschriebenen Migrationen beträgt 600 m. PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von <2.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Typische Wasserfroschlaichgewässer sollten lt. SCHMIDT & HACHTEL (2011) während des gesamten Sommers und Frühherbstes Wasser führen, zumindest stellenweise flache, vegetationsreiche Ufer besitzen und größtenteils besonnt sein. Bevorzugung besonnter und warmer Gewässer (SCHMIDT & HACHTEL 2011), da 15°C Wassertemperatur für den Laichakt nötig sind.

- Der Besonnungsgrad der Laichgewässer ist ideal bei ca. 80 % (BAST & WACHLIN 2004).
- Der Anteil an Flachwasserzonen am Gewässerufer ist ideal bei >50 % (BAST & WACHLIN 2004).
- Die Gewässergröße ist nicht ausschlaggebend (11 m² bis 2 ha). Kleine Wasserstellen unter 10 m² werden allerdings gemieden (KRONSHAGE 1995), wobei sie teilweise von Jungtieren genutzt werden (SCHLÜPMANN schriftl. Mitt. vom 22.04.2012).
- Mit zunehmendem Gewässeralter verliert dieses an Attraktivität für die Kleinen Wasserfrösche, vor allem aufgrund des Anstieges an Fressfeinden (optimales Gewässeralter: 5–10 Jahre).
- Pioniergewässer wie vegetationslose Grubengewässer werden nicht oder nur sehr selten besiedelt (GÜNTHER 1996).
- Anders als der See- und der Teichfrosch besiedelt der Kleine Wasserfrosch auch oligo- und schwach dystrophe Gewässer, ohne eutrophe Gewässer zu meiden (KRONSHAGE et al. 2009, SCHLÜPMANN & GEIGER 1999).
- Im Vergleich der drei Wasserfrosch-Taxa tendiert der Kleine Wasserfrosch eher zu etwas kleineren, strukturreicheren und oft auch nährstoffärmeren, stehenden Kleingewässern (SCHLÜPMANN & GEIGER 1999) und ist generell nicht so stark an die Gewässer gebunden als die beiden anderen Schwesternarten (GÜNTHER 1996).
- Das Vorhandensein einer gewässerbegleitenden Vegetation aus Schilf, Rohrkolben, Binsen etc. ist als Sichtschutz von Vorteil. Dort halten sich sehr häufig die rufenden Männchen auf (STANGIER 1988).
- Aufenthaltsorte sind schlammige Uferstellen, Schwimmblätter von Wasserpflanzen, Seggenbulten sowie kleine vegetationsfreie oder -arme Plätze zwischen senkrechten Vegetationsstrukturen in Sprunghöhe tieferer Wasserstellen.
- Neben der unmittelbaren Gewässerumgebung (Gebüsche, Schilf, Hochstaudenfluren) sind weitere Sommerlebensräume gewässer-nahe Waldgebiete (PREYWISCH 1981, GÜNTHER 1990), Feuchtwälder, Erlenbruchwälder und Gräben (KRONSHAGE et al. 2009), aber auch Ackerränder (KRONSHAGE et al. 2009) und Heidegebiete.
- Ein sehr wichtiger Landlebensraum ist feuchtes, strukturreiches, nicht zu niedrigwüchsiges Grünland, in dem die Laichplätze eingebettet sind (SCHLÜPMANN et al. 2011).
- Die Überwinterung erfolgt meist an Land in geschlossenen Waldgebieten (GÜNTHER 1996, SCHMIDT & HACHTEL 2011, TWELBECK et al. 1996).
- Eine geringe Entfernung zwischen Laichgewässer und Winterhabitat (<100 m) ist optimal (PAN & ILÖK 2010).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Adulte Tiere suchen zur Fortpflanzung wieder das gleiche Gewässer auf. Die Alttiere sind meist sehr ortstreu, gelten jedoch als ausbreitungsfreudig (SCHMIDT & HACHTEL 2011) und leisten Wanderstrecken von bis zu 2.500 m (BLAB et al. 1986; zitiert in SCHMIDT & HACHTEL 2011). Die Besiedlung neuer Gebiete findet im entscheidenden Maße durch die Jungtiere statt (GÜNTHER 1996). Entsprechend wird für die Neuanlage von Habitaten eine Entfernung von in der Regel nicht mehr als 600 m (entsprechend dem Median-Wert s. o.) empfohlen.
- Als maximale Wanderdistanz ermittelte TUNNER (1992, zitiert in PLÖTNER 2005) sogar 15 km zwischen Laichgewässer und Winterquartier.
- Näher gelegene Habitate (wenige Hundert Meter) werden jedoch laut VON BÜLOW (1999, zitiert in SCHMIDT & HACHTEL 2011) und KORDGES (schriftl. Mitt., zitiert in SCHMIDT & HACHTEL 2011) schneller besiedelt.

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)Gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage von kleinen bis mittelgroßen, oligo– bis mesotrophen, vegetationsreichen, voll sonnenexponierten, fischfreien und möglichst waldnahen oder innerhalb von Wäldern gelegenen Stillgewässern mit flachen Uferbereichen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör– und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 600 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Aufgrund der Präferenz für Waldgebiete sollten neue Laichgewässer im nassen, strukturreichen Grünland mit einer Anbindung an artenreiche Gebüsche, Waldränder oder Säume bzw. in Waldnähe angelegt werden (vgl. STEINER & ZITZMANN 2006, RÜCKRIEM et al. 2009).
- Entfernung zu strukturreichen Feldgehölzen, Laub– oder Mischwäldern <100 m oder innerhalb geeigneter Freiflächen in Feuchtwäldern.
- Offenlandbereiche um die Laichgewässer zu >50 % aus Nass– oder Feuchtwiesen bzw. Moorlandschaften oder Sumpfbereichen.
- Möglichst geringe Entfernung von <500 m (BAST & WACHLIN 2010) zu geeigneten Überwinterungsquartieren (da der Kleine Wasserfrosch im Gegensatz zum Teichfrosch an Land überwintert; vgl. GÜNTHER 1990, 1996). Ideal ist laut PAN & ILÖK (2010) eine Entfernung zu den Winterquartieren von <100 m.
- Das umliegende Landhabitat sollte möglichst keiner oder extensiver Nutzung unterliegen (keine oder geringe Belastung mit Düngern und Pestiziden).

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Ideal ist die Anlage von vielen kleinen bis mittelgroßen Gewässern (Gesamtfläche >2 ha; vgl. PAN & ILÖK 2010).
 - Nach Klassifikation von PARDEY et al. (2005) entspricht dies Kleinweihern, Teichen und Tümpeln.
 - Laut GÜNTHER (1990), SCHLÜPMANN & GEIGER (1999) und STEINER & ZITZMANN (2006) wird der Kleine Wasserfrosch deutlich häufiger in kleinen Tümpeln gefunden als in größeren Seen.
- Oligo– bis mesotrophe Gewässerbedingungen (GÜNTHER 1990, EIKHORST 1984, SCHLÜPMANN & GEIGER 1999, KRONSHAGE et al. 2009, RÜCKRIEM et al. 2009, ASCHEMEIER & IKEMEYER 2005, SCHLÜPMANN et al. 2011).
- Flachwasserzonen (20–40 cm) sollten >50 % des Uferbereichs ausmachen (PAN & ILÖK 2010, STEINER & ZITZMANN 2006: 45).
 - Flache, unbeschattete Gewässer werden laut BAKER et al. (2011) aufgrund der schnellen Erwärmung auf über 20 °C bevorzugt.
- Der Besonnungsgrad sollte mindest 80 % ausmachen, da der Laichakt eine Wassertemperatur von >15° C verlangt (LANUV 2011).
- Auf Fischbesatz muss vollständig verzichtet werden.

- Schwimmende Strukturen (Schwimblattvegetation) als Sonnenplätze vorsehen (SCHMIDT & HACHTEL 2011).
- Die Uferbereiche sollten zum Sichtschutz möglichst stark bewachsen sein (SCHMIDT & HACHTEL 2011, GÜNTHER 1990) (geeignete Pflanzenarten: Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*), Flatterbinse (*Juncus effusus*), Pfeifengras (*Molinia caerulea*)).
- Offene Uferbereiche sollten in Sprungweite zu tieferen, verschlammten Wasserstellen liegen, da der Wasserfrosch sich bei Gefahr dort eingräbt und versteckt (GÜNTHER 1996).
- Eine ausreichende Wasserhaltekapazität des Untergrundes ist zu gewährleisten, ansonsten können geeignete künstliche oder natürliche Materialien zur Abdichtung verwendet werden (BAKER et al. 2011).
- Ufer und Umfeld des Gewässers sollten mit Röhrichten, Gras- und Staudenfluren, Rohrkolben, Schwertlilien etc. umgeben sein und eine ausreichende Schwimblattzone sollte vorhanden sein (SCHMIDT & HACHTEL 2011).
- Ein gelegentliches Austrocknen von Gewässern kann vorteilhaft sein (Fischfreiheit).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegerische Maßnahmen zur Sicherstellung der Funktionstüchtigkeit der Laichgewässer (Entfernung beschattender Gehölze, nachhaltiges Entfernen von Fischbesatz unter weitgehender Schonung anderer Arten (i.d.R. im September / Oktober).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Auch beim Kleinen Wasserfrosch sind in entscheidendem Maße die Jungtiere an der Besiedlung neuer Habitate beteiligt, während die Adulten die Tendenz aufweisen, zur Fortpflanzung immer wieder das gleiche Gewässer aufzusuchen (GÜNTHER 1996).
- Laut SCHMIDT & HACHTEL (2011) sind die Größe der Ausgangspopulation, der Raumwiderstand und die Gewässerdichte (Anzahl, Entfernung) jene Faktoren, welche die Besiedlungsgeschwindigkeit bestimmen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Laichgewässer sind kurzfristig herstellbar (1–3 Jahre). Die Entwicklungsdauer bis zur vollständigen ökologischen Funktionsfähigkeit als Laichgewässer kann aufgrund der Bevorzugung späterer Sukzessionsstadien 2–5 Jahre betragen. Vor dem Hintergrund der Erfahrungen in NRW kann die Besiedlung von neu gestalteten Gewässern jedoch innerhalb von 3–5 Jahren vorstatten gehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den maßnahmenspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Laut VON BÜLOW (1999, zitiert in SCHMIDT & HACHTEL 2011) und SCHLÜPMANN (schriftl. Mitt. v. 22.04.2012) werden neu angelegte Teiche nicht selten innerhalb eines Jahres besiedelt. HACHTEL et al. (2006, zitiert in SCHMIDT & HACHTEL 2011) berichten von einer schleppenden Besiedlung neuer Folienteiche, bei der sich erst nach 7 Jahren eine größere Population aufbaute. Laut SCHMIDT & HACHTEL (2011) sind die Größe der Ausgangspopulation, der Raumwiderstand und die Gewässerdichte (Anzahl, Entfernung) jene Faktoren, welche die Besiedlungsgeschwindigkeit bestimmen. Bei einer hinreichend geplanten und gut ausgeführten Maßnahmenumsetzung ist die Erfolgswahrscheinlichkeit als sehr hoch einzustufen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland / Heiden auf feuchten und nassen Standorten (O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Im direkten Umfeld der Laich- und Aufenthaltsgewässer werden zur Optimierung des Landlebensraumes naturnahe Feucht- und Nasswiesen oder Heiden auf feuchten und nassen Standorten durch Wiedervernässung bzw. Anhebung des Grundwasserspiegels entwickelt bzw. in ihrer Nutzung extensiviert. Da sich Kleine Wasserfrösche weiter von den Laich- bzw. Aufenthaltsgewässern entfernen als Teichfrösche, ist das Landhabitat zur Nahrungssuche von besonderer Bedeutung.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 600 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Am Maßnahmenstandort muss eine Grundwasserspiegelerhöhung – bei Bedarf – ohne großen zeitlichen und baulichen Aufwand durchzuführen sein.
- Die Maßnahme sollte im Umkreis von 300 m um die Laichgewässer angelegt werden (vgl. PAN & ILÖK 2010).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- 50 % der Offenlandgebiete um die Laichgewässer sollten aus Nass- und Feuchtwiesen bzw. Feuchtheiden bestehen (PAN & ILÖK 2010).
- 2–3 ha sollten als geeignetes Landhabitat in unmittelbarer Gewässernähe zur Verfügung stehen.
- Innerhalb der Maßnahmenfläche sollten nasse Senken entstehen (diese werden vor allem durch die Jungtiere genutzt).
- Feuchtwiesen sollten keiner bzw. nur einer sehr extensiven Nutzung (extensive Beweidung mit 0,3 bis 0,5 GVE / ha (BfN 2014) ~~1–2 GVE / ha (vgl. ZAHN 2006)~~) unterliegen. Beweidung kann zu einer Verhinderung der Gehölzbildung (Verbiss) und einer zu starken Verlandung der Laichgewässer führen.
 - Ansonsten sollte eine tierfreundliche Mahd, nach Möglichkeit mit einem Balkenmäher, durchgeführt werden. Ideal ist die Inselmahd, wobei 10 % streifenartig (jährlich abwechselnd) als Rückzugsmöglichkeit verbleiben sollten. Schnitthöhe ca. 10 cm (BfN 2014).
 - Nach Angaben des NABU Singen sollte eine extensive Mahd nach Vorgaben von OPPERMANN & CLAßEN (1998) und LICZNER (1999) wenn möglich mittels Balkenmäher durchgeführt werden.
 - Nach Angaben von CLAßEN et al. (1997) stellt ein angepasstes Mahdsystem mit zeitlich versetzter Mahd, Spätmahdflächen und jährlich ungemähten Flächen Rückzugsgebiete bzw. Regenerationsbereiche für Amphibien dar.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Kontrolle der Wirksamkeit der Wiedervernässungsmaßnahme.
- Ggf. sehr extensive Nutzung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Vernässung von Wiesen kann auch anderen Amphibienarten förderlich sein. Eine abträgliche Wirkung dieser Maßnahme auf andere relevante Tiergruppen ist gegebenenfalls zu prüfen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Vernässung bzw. Wiedervernässung von Feuchtgrünland ist auf geeigneten Standorten kurzfristig (innerhalb 1–3 Jahren) zu erreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen Erkenntnisse zu den maßnahmenspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar und wirksam.
- Wirksamkeitsbelege in Form von Erfolgskontrollen zu dieser Maßnahme liegen nicht vor. Nach Erfahrungen in NRW hat diese Maßnahme eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung (G4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Verschließung von vorhandenen Drainagen bzw. Anstau von Abflussgräben zur Erhöhung des Grundwasserspiegels. Die Maßnahme betrifft neben Offenlandhabitaten vor allem ehemalige Feuchtwälder, welche durch die Wiedervernässung zu optimalen Habitaten für den Kleinen Wasserfrosch entwickelt werden können.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 600 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.

4. Gewässerpflege (G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entfernung von Bäumen und Gebüsch, welche ein bestehendes Laichgewässer beschatten, zur Verbesserung des Kleinklimas und Erhöhung der Wassertemperatur. Zudem Entfernung von Prädatoren (Fische) und Förderung der krautigen, submersen Ufervegetation zur Verbesserung der Eiablageplätze und Schaffung von Versteckmöglichkeiten der Kaulquappen. Außerdem Entschlammung zu stark eutrophierter Gewässer zur Sicherstellung des perennierenden Charakters und Anlage von Pufferstreifen zur Vermeidung von Nähr- und Schadstoffeinträgen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 600 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Der zu verbessernde Standort muss die benötigten Strukturen zur Verbesserung des Laichgewässers besitzen bzw. das Potenzial zu ihrer Entwicklung aufweisen.
- Ideale Landlebensräume sollen maximal 300 m (vgl. PAN & ILÖK 2010) von dem Maßnahmenstandort entfernt bzw. entwickelbar sein.
- Auf ein Vorhandensein von Winterquartieren im Umkreis von 100 m (max. 200–500 m) ist zu achten.
- Vor allem die Pflege von Waldgewässern ist für diese Art von Vorteil.
- Es können naturschutzinterne Zielkonflikte mit anderen Arten oder Lebensraumtypen auftreten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Entfernung von beschattenden Bäumen und Gebüsch (Rhythmus nach Bedarf, in Abhängigkeit von der Gewässergöße).
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemitteln und Insektiziden mittels eines 10–50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten, extensiv genutzten Uferstreifens bzw. absoluter Düngungsverzicht in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).
- Falls erforderlich, sollten alle 2–5 Jahre eingeschleppte Fische aus dem Gewässer entfernt werden, um die Kaulquappen und den Laich zu schützen.
- Entwicklung von Überflutungsufern mit Kleinröhrichtbeständen (Igelkolben, Schwertlilie, Sumpf-*Calla* etc.) sowie Seggen-Binsen-Fluren.
- Es sollte nicht mehr als ¼ der Vegetation innerhalb eines 3-Jahres-Rhythmus entfernt werden (BAKER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Der Verbuschung und der damit verbundenen Beschattung des Laichgewässers sollte regelmäßig entgegengewirkt werden. Zudem sollten neben der Entfernung der Fischfauna zu stark verschlammte Kleinstgewässer regelmäßig entschlammt und entkrautet werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Art profitiert von jeglicher Stillgewässeranlage oder –renaturierung im Wald oder in Waldnähe (SCHMIDT & HACHTEL 2011).
- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober), da dann die Laichsaison beendet ist und evtl. im Gewässer überwinterte Arten sich noch nicht im Winterschlaf befinden.
- Bei der Entschlammung ist die Abfolge und Lage der wasserspeisenden und wasserstauenden Schichten zu ermitteln, sodass die für Kleingewässer wichtige Stauschicht nicht durch die Entschlammung durchstoßen wird (BERGER et al. 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen zur Verbesserung der Laichgewässer sind kurzfristig innerhalb 1–3 Jahren wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den maßnahmenspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3 Jahren, entwickelbar.
- Artbezogene Erfolgskontrollen dieser Maßnahme sind nicht bekannt. Aufgrund der Artökologie ist eine Wirksamkeit dieser Maßnahme plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Kleinen Wasserfrosch stehen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie der Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die „Maßnahme Anlage neuer (Still)Gewässer“ besitzt wie bei allen Amphibien die höchste Priorität.

Quellen:

Aschemeier, C. & D. Ikemeyer (2005): Wasserfrosch-Gruppe – Groene kikker complex. In: Arbeitskreis Herpetofauna Kreis Claßen, A.; Liczner, Y. & R. Oppermann (1997): Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Sicherung und Wiederaufbau von Amphibienpopulationen im Feuchtgrünland – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen: 125 S.

Eikhorst, R. (1984): Untersuchungen zur Verwandtschaft der Grünfrösche. Verbreitung, Struktur und Stabilität von reinen *Rana esculenta*-Populationen. – Dissertation Universität Bremen.

Feldmann, R. & K. Preywisch (1973): Seefrosch, Wasserfrosch und Kleiner Grünfrosch im Wesertal bei Höxter. – Natur und Heimat 33: 120–126.

Greven, H.; Glandt, J. D. & I. Schindelmeiser (1988): Zur Kenntnis der Wasserfrösche Nordrhein-Westfalens. I. Untersuchungen an einer *Rana esculenta*/ *Rana lessonae*-Population des Teichgutes Hausdülmen. S. 105–116 in:

- Günther, R. & Klewen, R. (Hrsg.): Beiträge zur Biologie und Bibliographie (1960–1987) der europäischen Wasserfrösche. – Jahrbuch für Feldherpetologie, Beiheft 1.
- Günther, R. (1990): Die Wasserfrösche Europas (Anura – Froschlurche). 1. Aufl. – Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen, 1990. – 288 S.
- Günther, R. (1996): Kleiner Wasserfrosch – *Rana lessonae* Camerano, 1882. In: Günther, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena. S. 475 – 488.
- Kronshage, A. (1995): Wasserfrösche. – In: Glandt, D., A. Kronshage, H.–O. Rehage, A. Kemper & F. Temme (1995): Die Amphibien und Reptilien des Kreises Steinfurt. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 5: 90–93.
- Kronshage, A.; Monzka, M.; Mutz, T.; Niestegge, C. & M. Schlüpmann (2009): Die Amphibien und Reptilien im Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Kreis Steinfurt, NRW). In: Beiträge zur Geologie, Ökologie und Biodiversität des Naturschutzgebietes Heiliges Meer im Kreis Steinfurt. Heinz–Otto Rehage zum 75. Geburtstag. – Abhandlungen aus dem Museum für Naturkunde Münster 71 (4): 109–157.
- LANUV (2011): <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/ffh-bericht/de/nrw-bericht-karten/anhang-b/namensliste-d/kleiner-wasserfrosch> (Abruf 21.06.11)
- Liczner, Y. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). RANA Sonderheft 3: 67 – 79.
- Mermod, M.; Zumbach, S.; Lippuner, M.; Pellet, J. & B. Schmidt (2010): Praxismerkblatt Artenschutz _ Laubfrosch (*Hyla arborea* & *Hyla intermedia*). Karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz. <http://www.karch.ch/karch/shared/amp/merkbl/praxismerkblaetter/Praxismerkblatt%20Laubfrosch.pdf>. Abruf 11.05.2011.
- Oppermann, R. & A. Classen (1998): Naturverträgliche Mähtechnik – Moderne Mähgeräte im Vergleich.– Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen im NABU Deutschland (Hrsg.): Grüne Reihe, 1. Auflage.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro Für Angewandten Naturschutz GmbH München & Institut Für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna–Flora–Habitat–Richtlinie in Deutschland. – Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Pardey, A.; Christmann, K.H.; Feldmann, R.; Glandt, D. & M. Schlüpmann (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele – Abhandlung aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 9–44.
- Plötner, J. (2005): Die westpaläarktischen Wasserfrösche. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 9, Bielefeld (Laurenti–Verlag), 160 S.
- Preywisch, K. (1981): 15. Grünfrosch–Komplex. Kleiner Grünfrosch – *Rana lessonae* (Camerano, 1882). Wasserfrosch – *Rana „esculenta“* (Linnaeus, 1758). Seefrosch – *Rana ridibunda* (Pallas, 1814). In: Feldmann, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Westfalens. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 43: 98–102.
- Preywisch, K. & G. Steinborn (1977): Atlas der Herpetofauna Südost–Westfalens. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 39: 18–39.
- Rückriem, C.; Steverding, M. & D. Ikemeyer (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus–Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Schlüpmann, M.; R. Feldmann & A. Belz (2005): Stehende Kleingewässer im Südwestfälischen Bergland: Charakteristik und Fauna am Beispiel der Libellen und der Wirbeltiere. In: Pardey, A. & B. Tenbergen (Hrsg.): Kleingewässer in Nordrhein–Westfalen. Beiträge zur Kulturgeschichte, Ökologie, Flora und Fauna stehender Gewässer. – Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 201–222.
- Schlüpmann, M. & Geiger, A. (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein–Westfalen. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung u. Forsten/Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein–Westfalen. – LÖBF–Schriftenreihe, Recklinghausen 17: 375–404.
- Schlüpmann, M.; Mutz, T.; Kronshage, A.; Geiger, A. & M. Hachtel unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein–Westfalen. In: Landesamt Für Natur, Umwelt Und Verbraucherschutz Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein–Westfalen. 4. Fassung. – LANUV–Fachbericht 36, Band 2: 159–222.
- Schmidt, P & M. Hachtel (2011): Wasserfrösche – *Pelophylax esculentus*–Komplex. In: Arbeitskreis Amphibien Und Reptilien Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalens Band 1. S. 841 – 896.
- Schröer, T. & H. Greven (1998): Verbreitung, Populationsstrukturen und Ploidiegrade von Wasserfröschen in Westfalen. – Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 1–14.
- Stangier, U. (1988): Kleingewässerrückgang im westlichen Münsterland und heutige potenzielle Vernetzung der Amphibienpopulationen. In: Günther, R. & Klewen, R. (Hrsg.): Beiträge zur Biologie und Bibliographie (1960–1987) der europäischen Wasserfrösche. – Jahrbuch für Feldherpetologie, Beiheft 1: 117–127.

Twelbeck, R.; Jäckel, U. & A. Bitz (1996): Kleiner Wasserfrosch – *Rana lessonae* (Camerano, 1882). In: Bitz, A., Fischer, K., Simon, L., Thiele, R. & M. Veith (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Landau. S. 273 – 284.

Zahn, A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. – Artenschutzreport 20/2006: 5 – 10.

3.5 Kreuzkröte (*Bufo calamita*)

Kreuzkröte *Bufo calamita* ID 100

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Da Eiablage und Larvalentwicklung vollständig innerhalb der Laichgewässer (temporäre Wasserflächen) stattfinden, ist dieses inklusive der direkten Uferzone als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen. Zudem nutzt die Kreuzkröte während der Paarungszeit eine große Zahl an Tagesverstecken in unmittelbarer Umgebung (lt. Angaben von KORDGES & WILLIGALLA 2011 weniger als 100 m) des Laichgewässers.

Ruhestätte: Die Ruhestätten während der Fortpflanzungszeit liegen in unmittelbarer Umgebung des Laichhabitats. Potenzielle Ruhestätten im Winter finden sich im Umkreis bis ca. 500 m um das Laichgewässer.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokale Population (Reproduktionsgemeinschaft) am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis <1.000 m Entfernung (Metapopulation; entsprechend bekannter Dispersionsradien).
- Die Kreuzkröte gilt als ausgesprochene Pionierart und besiedelt vor allem über die mobilen Weibchen und juvenilen Tiere neue Gebiete, auch über mehrere Kilometer. Laut SINSCH (1998) sind die Männchen eher ortstreu (Aktionsradien von wenigen Hundert Metern um die Laichgewässer). Fernausbreitungen wurden von SINSCH (1998) auf 3–5 km geschätzt, THOMAS (2004, zitiert in KORDGES & WILLIGALLA 2011) stellte eine Migration von 8 km fest. Der Median aller in KORDGES & WILLIGALLA (2011) festgestellten Entfernungen beträgt 400 m. PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von < 1.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Laichgewässer sind vorwiegend ganzjährig sonnenexponierte, flache Klein- oder Kleinstgewässer (SIMON 1979, zitiert in SANDER 1996, SCHLÜPMANN 1995, KORDGES & WILLIGALLA 2011). Typisch in NRW sind Gewässerkomplexe aus >20 Kleingewässern. Der größte Teil der meist als Lachen ausgebildeten Laichhabitats ist mit einer Tiefe von <30 cm oft nur temporär wasserführend und mit maximal 10 % Deckung weitgehend vegetationsfrei (SCHLÜPMANN 1995, KORDGES & WILLIGALLA 2011). Maßgeblich ist die schnelle Erwärmung der Gewässer.
 - Aufgrund der Besiedlung von stets austrocknungsgefährdeten Laichgewässern besitzt die Kreuzkröte eine variable, meist sehr zügige Larvalentwicklung, die durch hohe Temperaturen beschleunigt wird (FLINDT & HEMMER 1976, HEMMER & KADEL 1973, KORDGES & WILLIGALLA 2011).
 - Ausnahmsweise werden auch größere und vegetationsreiche Gewässer besiedelt. In solchen Fällen handelt es sich um Gewässer, die zumindest partiell über Flachwasserzonen verfügen, die sich stark erwärmen (KORDGES & WILLIGALLA 2011). Flache Uferzonen als Rufplätze für die Männchen (ECKSTEIN 2003a).
 - Gelegentlich werden auch flache Betonbecken oder flache Folienteiche genutzt (KORDGES & WILLIGALLA 2011:240).
- Der Chemismus der Laichgewässer ist zweitrangig (GROSSE & SCHÖPKE 1992, zitiert in SANDER 1996; BREGULLA 1986; SCHLÜPMANN 1995). Die Art toleriert pH-Werte des Laichgewässers von 4,0–9,6, besiedelt selbst Gewässer mit starker Salzbelastung und ist in Bezug auf die Gesamthärte des Wassers anpassungsfähiger als die Wechselkröte (KORDGES & WILLIGALLA 2011).

- Landlebensräume sind vegetationsarm und offen mit grabbaren, sandigen Substraten und trocken-warmem Mikroklima in direkter Nähe zum Fortpflanzungsgewässer (Pionierstandorte auf Rohböden mit schütterem Bewuchs) (vgl. NIEKISCH 1982, SCHLÜPMANN 1984, 1995, GÜNTHER & MEYER 1996, ECKSTEIN 2003a). In NRW-RLP werden ~~Abbaustellen des gesamten Spektrums genutzt (Locker- und Festgesteinabtragungen, Ton-, Mergel-, Sand- und Kiesabtragungen sowie Steinbrüche aller Art (SCHLÜPMANN et al. 2006, KORDGES & WILLIGALLA 2011), Truppenübungsplätze als auch Großbaustellen, Deponien, Bergehalden und Industriebrachen (KORDGES & SCHLÜPMANN 2011). Schwere, nicht grabbare Lehmböden werden gemieden (GEIGER et al. 1994). Gewässer in Steinbrüchen und Ton- / Kies-, Bims-, Sandgruben sowie überflutete Äcker / Wiesen und wassergefüllte Wagenspuren besiedelt (SANDER 1996).~~
- Ausreichende Anzahl an Tagesverstecken in unmittelbarer Umgebung des Laichgewässers: Hohlräume im Boden bzw. sandige Böschungen (sonnenexponiert), Fußbereiche von Abraumhalden und Bahndämmen, in die sich die Tiere selbst eingraben können (SCHLÜPMANN 1984, THIELCKE 1987, KORDGES & WILLIGALLA 2011), sowie Tagesverstecke unter Steinen, Brettern und Bauschutt sowie in Kleinsäugerbauten (SCHLÜPMANN 1995).
- Winterquartiere, z.B. ältere, sonnenexponierte Böschungen mit geringer Vegetation (eigenständiges Eingraben bis in 100 cm Tiefe), Blockschutthalden, ältere Steinhalden, Kleinsäugerbauten und Spaltenquartiere: frostfrei und oberhalb der Hochwasserlinie (KORDGES & WILLIGALLA 2011).
- Ein grundlegendes Merkmal aller Kreuzkröten-Lebensräume ist ihre Dynamik und die Kurzlebigkeit des von der Art bevorzugten bzw. benötigten Pionierstadiums. Ein Lebensraum kann durch Hochwasser in der Aue oder menschliche Tätigkeit in Abgrabungen (KREBS & WILDERMUTH 1975, FELDMANN & SCHLÜPMANN 2011), auf Industrieflächen oder militärischen Übungsplätzen neu geschaffen werden, obliegt der natürlichen Sukzession und wird dann erneut an dieser oder einer benachbarten Stelle neu geschaffen.
- Der Betrieb von Abgrabungen, Halden, Deponien und militärischen Übungsplätzen sowie das Befahren von Flächen mit schweren Fahrzeugen fördert die Art, wenn auch veränderte Techniken z. B. in der Abgrabungsindustrie schädlich sein können (SCHLÜPMANN 1995 u. a., SCHLÜPMANN & GEIGER 1999).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Ortsveränderungen finden regelmäßig statt. Zur Nahrungssuche wird i.d.R. ein näherer Umkreis (ca. 100 m Radius) um den Aufenthaltsort genutzt (SINSCH 1998, zitiert in KORDGES & WILLIGALLA 2011). In geeigneten Habitaten verhalten sich die Männchen ortstreu (Aktionsradius wenige Hundert Meter um die Laichgewässer), während die weiblichen Tiere z.T. Strecken von mehreren km wandern (KORDGES & WILLIGALLA 2011). Entsprechend wird für die Neuanlage von Habitaten eine Entfernung von in der Regel nicht mehr als 400 m (Median-Wert) empfohlen.
- Lineare Strukturen (z.B. Bahntrassen) sind bedeutsam für die Ausbreitung und Besiedlung neuer Standorte (SCHLÜPMANN 1995).
- Die Kreuzkröte weist beträchtliche Bestandsschwankungen mit hohen Aussterbe- und Neugründungsraten auf. Sie ist diejenige Amphibienart, welche am schnellsten neu geschaffene Lebensräume besiedeln kann (Pionierart) (MÜNCH 2005). Über vagabundierende Individuen kann sie neue Habitate schnell auffinden und für mehrere Jahre besiedeln („springende Dislokation“; FLINDT & HEMMER 1968). Existenz von Temporalpopulationen mit zeitlich deutlich getrennten Laichschüben (SINSCH 1988, SCHRÖER 1993, SCHLÜPMANN 1995, KORDGES & WILLIGALLA 2011).

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuschaffung von sonnenexponierten, temporären Klein- und Kleinstgewässern. Eine Anlage von Blänken in Weideland der Auen ist gleichfalls wirksam (SCHLÜPMANN schriftl. Mitt. v. 22.04.2012).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 400 m von einem vorhandenen Vorkommen entfernt sein.
- Vorzugsweise dynamisch geprägte Standorte in Auen, Industriebrachen und Abgrabungskomplexen.
- Die Gewässer müssen in offenem, gut besonntem Gelände liegen.
- Vegetation kann im Umfeld fehlen oder sollte nur aus schütterer Pioniervegetation bestehen.
- Die Größe des offenen Umfeldes sollte mindestens 4 ha (für ca. 100 adulte Tiere) betragen (SCHLÜPMANN 1995).
- Im unmittelbaren Umfeld sollte keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz vorhanden sein.
- Landlebensräume mit ausreichenden Tagesverstecken (grabbares Substrat, sonnenexponierte Böschungen, Totholz- und Steinhäufen) bzw. der Möglichkeit zum Eingraben müssen in der unmittelbaren Umgebung (<100 m) vorhanden sein (lückig bewachsene Flächen wie Brachen, Rohbodenstandorte usw.).

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Komplex aus >20 Kleingewässern, insbesondere des Typs obligat temporäre Lachen, Pfützen und fakultativ temporäre Kleingewässer (Tümpel) (SCHLÜPMANN et al. 2006), unterschiedlichster Ausprägung, sodass stets wasserführende Gewässer vorhanden sind.
- Die gesamte Gewässeroberfläche sollte voll besonnt sein.
- Die Gewässer sollten einen Flachwasseranteil (<30 cm) von mindestens 80 % aufweisen (PAN & ILÖK 2010, MÜNCH 2005), damit sie sich sehr schnell erwärmen.
 - Hoher Anteil an Flachwasserbereichen von 5–10 cm Wassertiefe (SCHLÜPMANN 1995). Diese werden zur Laichschnurablage und von den Kaulquappen bevorzugt. Die sehr zügige Larvalentwicklung wird durch hohe Temperaturen beschleunigt (KORDGES & WILLIGALLA 2011).
 - Eine Maximaltiefe von 50 cm darf nicht überschritten werden, um eine rasche Erwärmung sicherzustellen (SCHLÜPMANN 1995).
 - Laichgewässer sollten vegetationsfrei sein (NIEKISCH 1982, KARCH 2010) bzw. weniger als 10 % Vegetationsdeckung erreichen (SCHLÜPMANN 1995).
- Die pH-Werte sollten zwischen 6–8 im neutralen Bereich liegen (KARCH 2010).

- Eine Wasserführung muss mindestens 6–8 Wochen im Zeitraum von April bis August gewährleistet sein (KARCH 2010, MÜNCH 2000). Ein regelmäßiges Austrocknen ist aber normal und notwendig. Dadurch bedingte Verluste werden ohne weiteres ausgeglichen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Im Turnus von 1–3 Jahren Entbuschung bzw. Mahd, um einer Sukzession der Gewässer und ihres Umfeldes entgegenzuwirken und den Pioniercharakter zu erhalten (SCHLÜPMANN 1984). Zudem sind zusätzliche Neuschaffungen von Kleinstgewässern von Vorteil, um den dynamischen Charakter der Primärlebensräume dauerhaft zu sichern (MÜNCH & SCHRÖER 1994).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Verzicht auf Bepflanzung, um den Pioniercharakter der Gewässer zu fördern bzw. zu verlängern (SCHLÜPMANN 1984, 1995, MÜNCH & SCHRÖER 1994).
- Wenn eine ständige Neuschaffung von Gewässern in der unmittelbaren Umgebung gesichert ist (z.B. durch laufenden Abbaubetrieb), können ehemals genutzte Gewässer der natürlichen Entwicklung überlassen bleiben.
- Kleinste dynamische Gewässer können durch eine Bodenverdichtung durch Befahren mit Baufahrzeugen geschaffen werden (SCHLÜPMANN 1984, 1995, SCHLÜPMANN et al. 2011).
- Aufgrund der Abhängigkeit der Kreuzkröte von sekundären, anthropogen geschaffenen Standorten, ist eine dauerhafte Zusammenarbeit mit Abbaununternehmen ratsam (PELLKOFER et al. 2010, SCHLÜPMANN 1995); [s. als Beispiel das Kooperationsprojekt „Abbaubetriebe und Amphibienschutz“ von VSE & GNOR \(2010\)](#).
- Geeignete Landlebensräume und Winterquartiere müssen vorhanden bzw. erreichbar sein (MÜNCH 2005).
- Die Kreuzkröte ist ein Laichplatzvagabund und ist der erste Lurch, der neugeschaffenen Gewässer annimmt (BAEHR 1987).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb 1–3 Jahren (Pioniercharakter der Gewässer). [Bei VSE & GNOR \(2010\) Besiedelung innerhalb eines Jahres \(s.u.\)](#).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Zahlreiche Untersuchungen belegen die Wirksamkeit dieser Maßnahme (vgl. SCHAILE 1994, MÜNCH 2003, SCHLÜPMANN 1995, SCHLÜPMANN schriftl. Mitt. v. 22.04.2012). MÜNCH & SCHRÖER (1994) stellten fest, dass neu entstandene Habitate explosionsartig besiedelt wurden. Im Winter gezielt angelegte, wassergefüllte Wagenspuren beim Steinbruch Ebberg bei Westhofen wurden im Folgejahr sofort angenommen, so auch eingegrabene Kunststoffwannen (40 x 80 cm, 30 cm tief), die zur Hälfte mit anstehendem Boden verfüllt wurden. Auch ein kleiner Folienteich dient seitdem als Laichplatz (SCHLÜPMANN 1995). [VSE & GNOR \(2010:25\) wiesen in einem aktiven Kieswerk, in welchem vor Maßnahmenumsetzung keine Pionieramphibienarten bekannt waren, in mehreren in 2010 neu angelegten Senken \(Größe zwischen 5 bis 15 m², Anlage der Senken an den Stellen mit relativ flachen Ufern des vorhandenen Baggersees, Speisung durch Druckwasser, Wassertiefe ca. 10- 30 cm\) im gleichen Jahr die Kreuzkröte nach, die sich „sehr erfolgreich“ reproduzierte](#). Die Art vermag aufgrund ihrer Biologie generell neu geschaffene Lebensräume rasch zu besiedeln (FLINDT & HEMMER 1968, HEMMER & KADEL 1973, SCHLÜPMANN 1984, 1995, SINSCH 1998). Das hat erhebliche Bedeutung für den Erfolg von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen.

Risikomanagement / Monitoring:

[erforderlich \(maßnahmenbezogen\)](#)

[erforderlich \(populationsbezogen\)](#)

[bei allen Vorkommen](#)

[bei landesweit bedeutsamen Vorkommen](#)

[bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten](#)

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch**2. Entwicklung von jungen Brachen (O4.1.3) / Anlage von vegetationsarmen Flächen / Strukturen (O4.4) / Steuerung der Sukzession (in Abbaugeländen und Industriebrachen) (O5.4)****Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

(Wieder)herstellung eines jungen Sukzessionsstadiums auf Offenlandflächen. In Sekundärhabitaten wie Abbaugeländen und Industriebrachen wird nach Beendigung der Nutzung der Sukzession entgegen gewirkt, indem der Offenlandcharakter dieser Flächen aufrecht erhalten und eine dynamische Lebensraumentwicklung imitiert wird. Auf Teilflächen sind hierzu breite, sonnenexponierte und vegetationsarme Flächen mit grabbaren Substraten anzulegen wie z.B. sandige Böschungen und Aufschüttungen. Dies kann über einen großflächigen maschinellen Oberbodenabtrag oder über eine Ausbringung von grabbarem Material (Sand) erreicht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein **Anforderungen an den Maßnahmenstandort:**

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 400 m von einem vorhandenen Vorkommen entfernt sein.
- Die Bodenverhältnisse sollten möglichst nährstoffarm sein, um eine schnelle Sukzession des Standortes zu vermeiden bzw. eine möglichst geringe Belastung mit Dünger und Bioziden aufzuweisen.
- Vorzugsweise auf Standorten mit grabbaren Sandböden.
- Im direkten Umkreis der Maßnahmenfläche muss eine ausreichende Zahl an Versteckmöglichkeiten und Überwinterungsquartieren (Sandböschungen usw.) vorhanden sein, oder durch die Ausbringung von Stein-, Sand- und Schottererschüttungen, Einzelsteinen oder Holzbrettern angelegt werden.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Die Mindestgröße des offenen Lebensraumes sollte nach SCHLÜPMANN (1995) 2–4 ha für 50–100 adulte Tiere nicht unterschreiten.
- Großflächiger Offenlandcharakter: Im 100 m Umkreis um die Laichgewässer >80% (PAN & ILÖK 2010).
- Punktuelle Schüttungen von grabbaren Substraten (FREYTAG 1967, zitiert in NIEKISCH 1982; MÜNCH 2000).
- Schotterfluren sollten mehrere 100 m² groß sein (MÜNCH 2005).
- In Gewässernähe zusätzliches Auslegen von Einzelsteinen / Holzbrettern als potenzielle Tagesverstecke.
- Auf die Bepflanzung des Maßnahmenstandortes ist gänzlich zu verzichten.
 - NIEKISCH (1982) und SINSCH (1998) nennen etwas ältere, sonnenexponierte Böschungen mit geringer Vegetation und offenen sandigen Böden als bevorzugte Winterquartiere, während bewachsene Sandböschungen sowie jüngere, frisch aufgeschüttete Sandhalden und Grobkieshaufen nach SINSCH (1989, zitiert bei KORDGES & WILLIGALLA 2011) ungeeignet sein sollen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Offenhaltung der Brachflächen durch Entbuschung und eventuell winterliche Befahrung mit Planierdrauen (SCHLÜPMANN 1984, 1995, THIELCKE 1987, MÜNCH 2005, SCHLÜPMANN et al. 2011), um den Pioniercharakter beizubehalten. Ein großräumiges Flächenrotationsmodell mit wechselnden Sukzessionsstadien unter Steuerung der Sukzession kann den Pioniercharakter des primären Lebensraumes nachahmen.
- Ggf. Bodenabtrag, Mahd, Entbuschung und / oder Beweidung im Turnus von 2–3 Jahren. Bei großflächigen Offenlandhabitaten empfehlen BUNZEL–DRÜKE et al. (2008, zitiert in KORDGES & WILLIGALLA 2011) eine extensive Ganzjahresbeweidung als kostengünstige Alternative: Beweidung mit Rindern oder Schafen (1–2 GVE/ha) (ZAHN & NIEDERMEIER 2004, ZAHN 2006).
- Ist eine Beweidung nicht durchführbar, sollte eine extensive, zeitlich versetzte Mahd nach Vorgaben von OPPERMANN & CLAßEN (1998) und LICZNER (1999), möglichst mittels Balkenmäher, durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Entwicklung von jungen Sukzessionsstadien kann im Konflikt mit dem Schutz von Arten stehen, welche an ältere Sukzessionsstadien gebunden sind.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Brachlegung und Entwicklung eines jungen Entwicklungsstadiums ist kurzfristig (innerhalb 1–3 Vegetationsperioden) durchführbar und wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Dieser Maßnahmentyp wird im Zusammenhang mit anderen Maßnahmen (z.B. Gewässerneuschaffung, Gewässerpflege) häufig als flankierende Maßnahme vorgeschlagen (KORDGES 1994; BUNZEL–DRÜKE et al., zitiert in KORDGES & WILLIGALLA 2011). Dokumentierte Monitoringuntersuchungen zu Maßnahmen im Landhabitat sind nicht bekannt. Die Art vermag aufgrund ihrer Biologie jedoch generell neu geschaffene Lebensräume rasch zu besiedeln (FLINDT & HEMMER 1968, HEMMER & KADEL 1973, SCHLÜPMANN 1984, 1995, SINSCH 1998). Im Analogieschluss wird die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme(n) als sehr hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

3. Anlage von Gesteinsaufschüttungen oder Totholzhaufen (O4.4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von Winterquartieren durch Anlage von Gesteinsaufschüttungen bzw. Totholzhaufen (je nach landschaftstypischer Ausstattung bzw. Ausprägung der Winterquartiere) mit ausreichender Tiefe (Frostfreiheit).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 1.000 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Solche Überwinterungsmöglichkeiten sollten laut BAKER et al. (2011) möglichst nicht weiter als 250 m von vorhandenen oder neu anzulegenden Laichgewässern entfernt sein.
- Mindestausstattung der Maßnahmenflächen mit Pioniergewässern (vgl. Maßnahme „Anlage von (Still)Gewässern“).
- Die Bodenverhältnisse sollten möglichst nährstoffarm sein, um eine schnelle Sukzession des Standortes zu vermeiden.
- Die Gesteinsaufschüttungen sollten im Umfeld keiner Beschattung durch Vegetation unterliegen.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- BAKER et al. (2011) beschreiben eine generelle Mindestgröße für Überwinterungsquartiere für Amphibien von 8 m x 4 m x 1 m. Eine Mindestdiefe der Gesteinsaufschüttung von 70 cm ist erforderlich, um eine frostfreie Überwinterung zu gewährleisten.
- Es ist nur autochthones Gesteinsmaterial zu verwenden.
- Der Untergrund sollte eine gute Drainage besitzen.
- Flach auf Sand aufliegende Steine sind optimale Ruf- und Versteckplätze (vgl. Geburtshelferkröte).
- Die Ausbringung von nährstoffarmen Substraten (Sand) auf und in der unmittelbaren Umgebung der Steinschüttungen verhindert den sofortigen Bewuchs dieser Flächen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung durch die Entfernung von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Maßnahmenerfolg nur in Verbindung mit anderen habitatverbessernden Maßnahmen (Gewässeranlage bzw. -pflege, Verbesserung bzw. Schaffung von Landlebensräumen).
- Je nach lebensraumtypischer Ausbildung sollten entweder Gesteinschüttungen oder Totholzhaufen errichtet werden. Die Auswahl ist ggf. mit ortskundigen Experten abzusprechen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar und wirksam (1 – 3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Positive Erfolgskontrollen dieser Maßnahme sind in der Literatur nicht belegt. Die Art vermag aufgrund ihrer Biologie jedoch generell neu geschaffene Lebensräume rasch zu besiedeln (FLINDT & HEMMER 1968, HEMMER & KADEL 1973, SCHLÜPMANN 1984, 1995, SINSCH 1998). Im Analogieschluss wird die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme(n) als sehr hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

4. Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen (G5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Primärlebensräume der Kreuzkröte sind natürliche, dynamische Auen (SCHLÜPMANN 1984, 1995, GÜNTHER & MEYER 1996, FELDMANN & SCHLÜPMANN 2011). Die Schaffung von Primärstandorten in Gewässerauen / Renaturierung von größeren Fließgewässern (kies- und sandgeprägte Stromtalauen), die Schaffung von Flutrinnen und flachen Altarmen, Überschwemmungsgebieten und großflächigen Kiesbänken ist daher prinzipiell die natürlichste Maßnahme zur Erhaltung und Förderung der Art.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 400 m entfernt sein.
- Landlebensräume im direkten Umfeld (100–500 m) müssen großflächig vegetationsfrei sein und einen Pioniercharakter aufweisen.
- Die Rahmenbedingungen für eine Überschwemmungsdynamik am Maßnahmenstandort (Flussabschnitt) müssen gegeben sein, so sollte beispielsweise im Bereich der Gewässerränder bei Überschwemmungsereignissen die Entstehung flacher und vegetationsfreier Laichgewässer möglich sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Mögliche Maßnahmen zur kurzfristigen Renaturierung des Auenbereichs sind Uferückbau und die Wiederanbindung von Alt- bzw. Nebenarmen an das Abflussregime durch Dammrückverlegung und Polderanlage.

- Schaffung eines nährstofffreien Gewässerumfeldes durch Abtragung nährstoffreichen Mutterbodens und Aufschüttung von Sand- und Kiesflächen (MÜNCH 2001).
- Anlage von breiten Überschwemmungsflächen mit verdichteten Senken, in denen sich temporäre und vegetationslose Kleingewässer ausbilden können.
- Neben flachen, dynamischen Gewässern mit temporärem Charakter ist die Schaffung von perennierenden Gewässern ohne Anbindung an das Fließgewässer wichtig.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Förderung der Gewässer- und Geschiebedynamik, ggf. Entbuschungsmaßnahmen im Gewässerumfeld in größeren Zeitabständen (5–10 Jahren).
- Die Offenhaltung des Lebensraumes sollte vorzugsweise über eine extensive Beweidung durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Durchführung von Fließgewässerrenaturierungen ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010) zu beachten.
- Die Wiederherstellung von Primärlebensräumen mit einer natürlichen Dynamik kann von der Dauerverpflichtung zum künstlichen Erhalt früher Sukzessionsstadien (z.B. in aufgelassenen Kiesgruben) entlasten und der Art ein dauerhaftes und eigenständiges Überleben in ihrem Primärhabitat sichern (KORDGES & WILLIGALLA 2011) und ist daher wünschenswert. Der Spielraum für Fließgewässerredynamisierungen ist im dicht besiedelten NRW jedoch sehr begrenzt. Durch die initiierte Dynamik an renaturierten Gewässern entstehen neben Laichgewässern auch Landlebensräume, wie durch Hochwasser freigelegte Kies- und Sandbänke (vgl. BERG et al. 2008, FELDMANN & SCHLÜPMANN 2011).
- Um die Sukzession bzw. Abschwemmung von nährstoff- und biozidbelastetem Boden in den Fluss zu verhindern, ist eine weitgehende Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung in der Aue anzustreben (Extensivgrünland, Auwald).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund des Pioniercharakters der dynamischen Lebensräume und Gewässer, ist die Funktionsfähigkeit für die Art – abhängig von den standörtlichen Gegebenheiten – innerhalb von 1–5 Jahren zu erreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig wirksam.
- BERG et al. (2008) stellten eine Etablierung der Kreuzkröte in ungeplanten Fluttümpeln an der renaturierten Inde fest (Die Untersuchung stellt allerdings kein explizites Monitoring in Bezug auf die Etablierung der Kreuzkröte durch diese Maßnahme dar). Renaturierungen von Flüssen werden häufig als Maßnahme vorgeschlagen (MÜNCH 2001, KORDGES & WILLIGALLA 2011) und sind aufgrund der bekannten Artökologie plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
 - ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
 - ~~bei allen Vorkommen~~
 - ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
 - ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~
- ~~Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.~~

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch**5. Gewässerpflege (G6)****Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Mit pflegerischen Maßnahmen soll der Pioniercharakter bestehender Kreuzkrötengewässer verbessert bzw. wiederhergestellt werden. Vorrangig einzusetzende Maßnahmen sind die Entbuschung und damit die Freistellung beschatteter Gewässer und der Landlebensräume (mittels extensiver Beweidung).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 400 m von einem vorhandenen Vorkommen entfernt sein.
- Im unmittelbaren Umfeld sollte keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz vorhanden sein.
- Landlebensräume mit ausreichenden Tagesverstecken (grabbares Substrat, sonnenexponierte Böschungen, Totholz- und Steinhäufen) bzw. der Möglichkeit zum Eingraben müssen in der unmittelbaren Umgebung (<100 m) vorhanden sein (lückig bewachsene Flächen wie Brachen, Rohbodenstandorte usw.).
- Vorzugsweise dynamisch geprägte Standorte (Auen, Industriebrache und Abgrabungskomplexe).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Freistellung der Gewässer von angrenzender Vegetation (Entbuschung).
- Ehemalige Gewässer, die kein Wasser mehr anstauen können, können durch Befahren oder mittels Vibrationsplatten wiederhergestellt werden (SCHLÜPMANN 1995, KARCH 2010, SCHLÜPMANN et al. 2011).
- Freihaltung des Gewässers und der direkten Gewässerumgebung durch extensive Beweidung.
- Laut BAKER et al. (2011) sind besonders Rinder zur extensiven Beweidung geeignet. Eine extensive Beweidung mit Rindern (maximal 1–2 GVE/ha) kann den Anteil an Wasserpflanzen am Gewässerufer und in den Laichgewässern stark reduzieren (ZAHN & NIEDERMEIER 2004).
 - Alternativ kann ein winterliches Ausräumen (Entfernen von Pflanzen, Pflanzenresten usw.) der Gewässer den Pioniercharakter der Gewässer erhalten.
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemitteln und Bioziden mittels eines 10–50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten, extensiv genutzten Uferrandstreifens bzw. absoluten Düngungsverzichts in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Laichgewässer müssen dauerhaft vegetationsfrei gehalten werden (möglichst im Turnus von 2–3 (6) Jahren, in Abhängigkeit von den Standortverhältnissen und dem Sukzessionsgrad (KARCH 2010)).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In manchen Fällen kann aufgrund des Pioniercharakters der Gewässer eine Gewässerneuschaffung zeitlich schneller durchführbar und auch günstiger sein als die Gewässerpflege, wenn bestehende Gewässer einer zu starken Sukzession unterliegen.
- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Eine Gewässerpflege entsprechend den artspezifischen Anforderungen ist innerhalb von 1 – 3 Vegetationsperioden wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Qualitäten sind kurzfristig entwickelbar (<1Jahr) und wirksam.
- Mehrere Untersuchungen belegen die Wirksamkeit dieser Maßnahme (vgl. NIEKISCH 1982, MEYER 1994, SCHLÜPMANN 1995).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für die Kreuzkröte stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Die Maßnahme Anlage neuer (Still)Gewässer besitzt wie bei allen Amphibien die höchste Priorität. Für diese Pionierart hat außerdem die Gewährleistung einer dynamischen Habitatentwicklung durch Steuerung der Sukzession im Gewässerumfeld eine überdurchschnittlich hohe Bedeutung.

Quellen:

Baehr, M. (1987): Zur Biologie der einheimischen Amphibien und Reptilien. Beiheft zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden Württemberg 41: S. 7 – 70.

Baker, J.; Beebee, T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchar (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Bast, H-D. & V. Wachlin (2004): Bufo calamita (Laurenti, 1768). – http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_bufo_calamita.pdf. Abruf 22.03.2011.

Berg, H.; Lieser, U.; Meurer, T. & U. Haese (2008): Gewässerrenaturierung trotz konfliktreicher Ausgangssituation. – Die Umgestaltung der Inder bei Eschweiler / Weisweiler. Wasser und Abfall 7 – 8 (2008). http://www.bueroberg.de/pdf/Berg_kl.pdf. Abruf 27.04.2011.

Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.

Bregulla, D. (1986): Untersuchungen zur Wasserchemie von Kreuzkröten-Laichgewässer. Salamandra 22, 2/3, Bonn: S. 173 – 179.

- Eckstein, R. (2003a): Artensteckbrief Kreuzkröte – *Bufo calamita* Laurenti, 1768 – Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 6 S.
- Feldmann, R. & M. Schlüpmann (2011): 2.4.2 Historische Landschaftsentwicklung und Herpetofauna. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalens. – Bielefeld (Laurenti), 124–144.
- Flindt, R. & H. Hemmer (1968): Beobachtungen zur Dynamik einer Population von *Bufo viridis* Laur. und *Bufo calamita* Laur. – Zool. Jb. Syst., Jena 95: 469–476.
- Geiger, A.; Schlüpmann, M. & A. Kronshage (1994): Verbreitung und Situation der Kreuzkröte in Nordrhein–Westfalen. In: Grosse, W–H. & Meyer, F. (Hrsg.): Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen–Anhalt 1994–Heft 14: S. 28 – 29.
- Günther, R. & F. Meyer (1996): Kreuzkröte – *Bufo calamita* Laurenti, 1768. In: Günther, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena: 302 – 321.
- Hemmer, H. & K. Kadel (1973): Beobachtungen zur ökologischen Adaptation bei der Ontogenese der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und der Wechselkröte (*Bufo viridis*). – Salamandra, Frankfurt a. M. 9: 7–12.
- Karch (2010): Praxismerkblatt Artenschutz Kreuzkröte (*Bufo calamita*). <http://www.karch.ch/karch/shared/amp/merkbl/praxismerkblaetter/Praxismerkblatt%20Kreuzkr%9ate.pdf>. Abruf 11.05.2011.
- Kordges, T. (1994): Die Kreuzkröte als Leitart des urban–industriellen Ballungsraumes im Ruhrgebiet (NRW). – Berichte des Landesamt für Umweltschutz Sachsen–Anhalt 14: 62 – 68.
- Kordges, T. & M. Schlüpmann (2011): 2.5.8 Ruhrgebiet. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalens. – Bielefeld (Laurenti), 273–294.
- Kordges, T. & C. Willigalla (2011): Kreuzkröte – *Bufo calamita*. – In: Arbeitskreis Amphibien Und Reptilien In Nordrhein–Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein–Westfalens Band 1. S. 623 – 666.
- Krebs, A. & H. Wildermuth (1975): Kiesgruben als schützenswerte Lebensräume seltener Pflanzen und Tiere. – Mitt. Naturwiss. Ges. Winterthur 35: 19.
- Liczner, Y. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Mäh– und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). RANA Sonderheft 3: 67 – 79.
- Meyer, F. (1994): Militärische Übungsplätze als Sekundärhabitats der Kreuzkröte. In: Große, W–R. & F. Meyer (Hrsg.): Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen–Anhalt. –Halle (1994) 14: S. 57 – 61.
- Münch, D. & T. Schröer (1994): Gefährdung und Vernetzung von Kreuzkrötenpopulationen in der Großstadt Dortmund. In: Große, W–R. & F. Meyer (Hrsg.): Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen–Anhalt. –Halle (1994) 14: S. 69 – 74.
- Münch, D. (2000): Die Kreuzkröte *Bufo calamita* als biozönotische Leitart für die ökologische Entwicklung von wiederzunutzenden Industriebrachen – dargestellt an der Hochofenwerksfläche Phoenix in Dortmund. Dortmunder Beitr. Landeskunde. Naturwiss. Mitt. 34: S. 49 – 55.
- Münch, D. (2001): Die Renaturierung der Emscher – eine Chance für den Amphibienschutz im Ruhrgebiet – Elaphe 9 (2001) Heft 1. <http://www.detlefmuench.de/mediapool/66/660703/data/muench1–01.pdf>. Abruf 18.04.2011.
- Münch, D. (2003): Die Kreuzkröte *Bufo calamita* als biozönotische und umweltpädagogische Leitart für die ökologische Gestaltung wiederzunutzender Industriebrachen und Berghalden. Elaphe 11. Heft 1. S48 – 55.
- Münch, D. (2005): Leben am Limit – Die Kreuzkröte – 20 Jahre Krötenmonitoring in Dortmund. – Beiträge zur Erforschung der Dortmunder Herpetofauna Band 28: 104 S.
- Niekisch, M. (1982): Beitrag zu Biologie und Schutz der Kreuzkröte (*Bufo calamita* Laur.). Decheniana (Bonn) 135: S. 88 – 103.
- Oppermann, R. & A. Classen (1998): Naturverträgliche Mähetechnik – Moderne Mähgeräte im Vergleich.– Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen im NABU Deutschland (Hrsg.): Grüne Reihe, 1. Auflage.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro Für Angewandten Naturschutz GmbH München & Institut Für Landschaftsökologie Münster, 2010):Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna–Flora–Habitat–Richtlinie in Deutschland. – Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Pellkofer, B.; Späth, J. & A. Zahn (2010): Kreuz– und Wechselkröte (*Bufo calamita* und *B. viridis*) im Unteren Isartal – Bestandessituation und Artenhilfsprogramm. Zeitschrift für Feldherpetologie 17: 61 – 76.

- Sander, U. (1996): Kreuzkröte – *Bufo calamita* (Laurenti, 1768). In: Bitz, A.; Fischer, K.; Simon, L.; Thiele, R. & M. Veith (1996): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Bd. 1; Landau.
- Schäile, K.H. (1994): Die Kreuzkröte – Besiedlung von Ersatzlaichgewässern im bayerischen Donaumoos. In: Grosse, W-R. & Meyer, F. (Hrsg.): Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. – Halle (1994) 14: S. 88 – 91.
- Schlüpmann, M. (1984): Ein Vorkommen der Kreuzkröte, *Bufo calamita* Laurenti, 1768, im nördlichen Sauerland. – Natur und Heimat, Münster 44 (3): 93–98.
- Schlüpmann, M. (1995): Zur Verbreitung, Ökologie und Schutz der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) im Hagener Raum (Nordrhein-Westfalen) – Zeitschrift für Feldherpetologie 2: 55 – 84.
- Schlüpmann, M. & A. Geiger (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein-Westfalen. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung u. Forsten/Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schriftenreihe, Recklinghausen 17: 375–404.
- Schlüpmann, M., Geiger, A. & C. Willigalla (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 10: 127 – 164.
- Schlüpmann, M.; Mutz, T.; Kronshage, A.; Geiger, A. & Hachtel, M. unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. – LANUV-Fachbericht 36, Band 2: 159–222.
- Schröer, T (1993): Vernetzung und Gefährdung von Kreuzkröten-Populationen in der Großstadt. – Beiträge zur Erforschung der Dortmunder Herpetofauna 17, 102 S.
- Sinsch, U. (1988): Temporal spacing of breeding activity in the natterjack toad, *Bufo calamita*. – Oecologia, Berlin 76: 399–407.
- Sinsch, U. (1989): Migratory behaviour of the common toad *Bufo bufo* and the natterjack toad *Bufo calamita*. In: T. E. S. Langton (ed.): Amphibians and Roads. Proceedings of the Toad Tunnel Conference, Rendsburg: 113–125. – Shefford, Bedfordshire (ACO Polymer Products Ltd).
- Sinsch, U. (1998): Biologie und Ökologie der Kreuzkröte. – Bochum (Laurenti-Verlag), 222 S.
- Thielke (1987): Vorkommen, Ansprüche an das Laichgewässer und Schutz von Laubfröschen (*Hyla arborea*) und Kreuzkröten (*Bufo calamita*) im Landkreis Konstanz. In: Hölzinger, J. & Schmid, G. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. 41 – Institut für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe: 379 – 399.
- VSE (Industrieverband Steine und Erden e.V.) & GNOR (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V.) (2010): Zwischenbericht Juli 2010 Kooperationsprojekt „Abbaubetriebe und Amphibienschutz“. 34 S. http://www.verband-steine-erden.de/download/1007_Zwischenbericht_Kooperationsprojekt.pdf?PHPSESSID=0089a03f44b2693822b4e9f60b30beaa. Abruf 04.11.15
- Zahn, A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. – Artenschutzreport 20/2006: 5 – 10.
- Zahn, A. & U. Niedermeier (2004): Zur Reproduktionsbiologie von Wechselkröte (*Bufo viridis*), Gebbauchunke (*Bombina variegata*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) im Hinblick auf unterschiedliche Methoden des Habitatmanagements. - Zeitschrift für Feldherpetologie, Band 11 (1): 41 – 6

3.6 Laubfrosch (*Hyla arborea*)

Laubfrosch *Hyla arborea* ID 101

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Da Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung vollständig im Laichgewässer stattfinden, ist dieses inklusive der direkten Uferzone als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen. Zudem nutzen die Laubfrösche während der Paarungszeit eine große Zahl an Tagesverstecken in unmittelbarer Umgebung des Laichgewässers. Stehen mehrere Gewässer in einem Gewässerkomplex so miteinander in Verbindung, dass regelmäßige Austauschbeziehungen stattfinden, so ist der Bereich zwischen den Gewässern Teil der Fortpflanzungsstätte.

Ruhestätte: Potenzielle Ruhestätten, sowohl im Sommer als auch im Winter, befinden sich im Umkreis von ca. 1.000 m um das Laichgewässer. Bevorzugt werden Hecken, Waldränder, Gebüschsäume, verbuschte Gewässerufer und blütenreiche Hochstaudenfluren bzw. Röhrichte innerhalb von Feuchtgrünlandkomplexen. Als Winterquartiere genutzt werden frostfreie Hohlräume im Boden, Steinspalten, Baumhöhlen oder Laubhaufen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Die Lokale Population (Reproduktionsgemeinschaft) am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis < 1.000 m Entfernung (Metapopulation; entsprechend bekannter Dispersionsradien).
- Wanderungen innerhalb eines Vorkommens wurden von GELDER (1978, zitiert in GEIGER et al. 2011) mit 500 m beschrieben, SCHWARTE & OCH (2008, zitiert in GEIGER et al. 2011) stellten Bewegungen im Umkreis von 80 – 700 (1.000) m um die Laichgewässer fest. KUHLMANN & NOLTE (1986, zitiert in GEIGER et al. 2011) konnten eine Fernwanderung von 1.500 m feststellen und MEIER (1995, zitiert in GEIGER et al. 2011) sogar von 3.500 m. Der Median aller in GEIGER et al. (2011) beschriebenen Migrationen beträgt 850 m. PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von < 1.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Laubfrosch bevorzugt als Laichgewässer kleinere, stehende Gewässer wie Kleinweiher und Tümpel (GEIGER et al. 2011, SCHLÜPMANN et al. 2006), welche als Laichgewässerkomplex ausgebildet sind. Die Laichgewässer müssen sonnenexponiert (BLAB 1978, zitiert in THIELKE 1987) sein, eine pflanzenreiche Flachwasserzone besitzen (GEIGER et al. 2011, GROSSE & GÜNTHER, 1996), möglichst fischfrei und nährstoff- und schadstoffarm sein sowie eine Temperatur von mindestens 15° C und einen pH-Wert von 6 – 8 aufweisen (MUTZ et al. 2000). Kleinstgewässer wie Lachen werden aufgrund ihrer zeitlich zu kurzen Wasserführung gemieden (GEIGER et al. 2011).
- Lt. SCHLÜPMANN et al. (2006) werden vorzugsweise offene Agrarlandschaften mit Grünländereien, Äckern und Brachen besiedelt. Feuchtes und nasses extensiv beweidetes Grünland in Auenlagen wird bevorzugt, wobei eine hohe Kleingewässer- und Heckendichte charakteristisch ist (Brombeergebüsche an Gräben und Waldmantelsäume).
- Die Sommerlebensräume müssen vom Laichgewässer her zugänglich sein und genügend Strukturen aufweisen, denn außerhalb der Fortpflanzungszeit halten sich die Laubfrösche in höherer Vegetation auf (z.B. Brombeerhecken, Röhrichte, Weidegebüsche, Kronendach der Bäume) (GEIGER et al. 2011).
- Laichgewässer und Tagesverstecke (gewässernahe Sitzwarten in Gebüsch, Bäumen, Schilfgürteln, Röhrichtern, u.ä.) müssen in direktem räumlichen Bezug stehen. In den Tagesverstecken sollte eine hohe Luftfeuchte trotz direkter Sonneneinstrahlung erreicht werden (hoher Grundwasserstand vorteilhaft) (GEIGER 1997).
- Jungtiere halten sich vornehmlich in staudenreichen Seggenriedern und an nicht gemähten Wegrändern und Streuwiesen auf (BITZ & SCHADER 1996).

- Die Überwinterung erfolgt an Land, wo sich die Tiere in Waldbereichen, Feldgehölzen oder Säumen in Wurzelhöhlen, Erdlöchern, Steinspalten, Laubhaufen u. ä. verstecken (vgl. GEIGER et al. 2011, BAST & WACHLIN 2004). Der Winterlebensraum muss hindernisfrei über bandförmige Gräben oder feuchte Senken erreichbar sein und genügend frostfreie Verstecke beinhalten.
- Eine gewisse Dynamik im Lebensraum (Verlagerung und Neuschaffung von Initialstadien) und damit verbundene Verringerung des Feinddrucks (Trockenfallen der Laichgewässer und Verschwinden von Fischen) ist förderlich (BITZ et al. 1995), wobei eine hohe Gewässerdichte von entscheidender Bedeutung ist, sodass sich auch bei ungünstigen Bedingungen ein Fortpflanzungserfolg einstellen kann (GEIGER et al. 2011).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Metamorphosierte Jungtiere besiedeln Gewässer, die sich in einem Radius von 3-3,5 km um ein Laichgewässer befinden (MEIER 1995, zitiert in GEIGER et al. 2011, S.715), adulte Tiere zeigen jedoch eine deutlich geringere Wanderbereitschaft (siehe unter lokale Population). Entsprechend wird für die Neuanlage von Habitaten eine Entfernung von in der Regel nicht mehr als 850 m (Median-Wert) empfohlen.
- Eine Vernetzung von Teilpopulationen über lineare Strukturen wie Hecken, feuchte Senken, Raine und Gräben kann das Zusammenbrechen (z.B. durch langjährige Trockenheit) einer Teilpopulation verhindern.
- Zur idealen Vernetzung beträgt die Gewässerdichte 5 – 10 Gewässergruppen pro km² (MERMOD et al. 2010).

Sonstige Hinweise:

- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Laubfrosch vor (<https://fu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/lurche/auenamphibien/> Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)Gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuschaffung von Kleingewässern (vorzugsweise temporär und somit fressfeindfrei), deren pH-Wert zwischen 6,5 und 9 liegt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Bevorzugte Standorte für neu anzulegende Gewässer sind Auen und Feuchtgrünlandkomplexe bzw. sonnige, mikroklimatisch begünstigte und windgeschützte Lagen in offenen bis halboffenen Landschaften (MERMOD et al. 2010).
- In der Umgebung der Gewässer sollten Bereiche liegen, welche bei Starkregen schnell überflutet werden, da temporäre Gewässer den dauerhaften Kleingewässern vorgezogen werden (GEIGER et al. 2011).
- In der unmittelbaren Nähe des Gewässers sollten sich blütenreiche (Hoch-) Staudenfluren befinden, die ein großes Nahrungsangebot für Amphibien bilden (vgl. GEIGER et al. 2011).
- Ein optimaler Landlebensraum sollte sich im Umkreis von 300 - 500 m befinden (MERMOD et al. 2010; DEMUTH-BIRKERT et al. 2000).
- Winterlebensräume (Laubmischwälder, Hecken usw.) sollten weniger als 1.000 m von den Laichgewässern entfernt sein (MERMOD et al. 2010).
- Optimal erscheint eine vollständige Besonnung (SCHMIDT & GEIGER 2006).

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- In der Regel sollte ein Gewässerkomplex aus > 20 Kleingewässern mit ausgeprägten Flachwasserzonen (Altarme, Überschwemmungstümpel in Wiesen, Weiden und Ackerbrachen) eingerichtet werden. [Der Abstand zwischen ihnen soll max. 200 m, besser < 100m betragen \(BfN 2014\)](#) ~~sollte nicht mehr als 1.000 m betragen (MANZKE & PODLOUCKY 1995).~~
- Die Größe der Gewässer bzw. Gewässergruppen sollte mindestens 100 – 500 m² aufweisen (MERMOD et al. 2010). Wenn die regelmäßige Gewässerpflege nicht garantiert werden kann, empfiehlt BERNINGHAUSEN (1995) Grundflächen von > 2.000 – 5.000 m². Flutwiesen sollten eine Fläche von 1.000 m² nicht unterschreiten (MERMOD et al. 2010).
- Gewässertiefe: 20 bis 150 cm (GROSSE 1995). Flachwasserbereiche (< 50 cm) sollen mindestens 50 % der Gesamtfläche ausmachen (laut MERMOD et al. 2010 mindestens 1,5 m Breite).
- Die Austrocknung der Laichgewässer nach der Laichsaison ist wünschenswert, da dadurch der Prädationsdruck durch Fische verringert wird (GEIGER et al. 2011). Daher sollten 40 % der angelegten Gewässer temporär austrocknen. 40 % sollten semi-temporären Charakter aufweisen und 20 % der Gewässer sollten ein Rückzugsgebiet in sehr trockenen Jahren darstellen und nicht austrocknen (BITZ et al. 1995). Die Gewässer müssen mindestens 12 Wochen (zwischen April und Ende August) wasserführend sein (MERMOD et al. 2010). Zur Gewährleistung des Trockenfallens sollen bevorzugt Gewässer angelegt werden, die durch Regen- oder Grundwasser gespeist werden und keinen Zulauf besitzen. [Alternativ ist der Bau von Teichen mit einem Ablass oder einer Einstauvorrichtung \(SCHMIDT et al. 2015:143 mit Verweis auf detaillierte Anleitungen in LOEFFEL et al. 2009, MERMOD et al. 2010, LIPPUNER 2013 und PELLET 2014\).](#)
- Der pH-Wert des Laichgewässers sollte zwischen 6,5 und 9 liegen (BERNINGHAUSEN 1995), in hypertrophen Gewässern erfolgt keine Fortpflanzung mehr (MEIER 1995, zitiert in MEIER et al. 2000), dystrophe und saure Gewässer werden nicht besiedelt (RÜCKRIEM et al. 2009).
- Die submerse Vegetation soll ca. 50 % der Uferbereiche bedecken. Röhricht und Wasserpflanzen (Gräser, Binsen) dienen als Abblaissubstrat (PASTORS 1995).
- 90 % der Wasserfläche muss voll besonnt sein (PAN & ILÖK 2010). Auch FLOTTMANN (2003) stellte eine Präferenz für voll besonnte Laichgewässer fest (innerhalb Grünland, Acker und Baustellen).
- Auf einen Besatz mit Fischen muss vollständig verzichtet werden.
- Die Gewässer sind vor einem Eintrag an Nähr- und Schadstoffen zu schützen und bei angrenzender Landwirtschaft sollte die Pufferzone mindestens 30 m betragen (BITZ et al. 1995). Die Entwässerung von Drainagen in das Gewässer ist zu unterbinden.
- Keine Initialpflanzung mit dem Ziel, den Besiedlungsprozess zu beschleunigen (HEIMBUCHER 1991).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Überwachung des Grundwasserstandes und gegebenenfalls Maßnahmen zur erneuten Erhöhung des Pegels.
- Pflegeeingriffe im Fall weit vorangeschrittener Sukzession der Lebensräume und Beschattung der Gewässer.
- Evtl. Beweidung der Gewässerufer (extensiv mit max. 1-2 GVE/ha).
- Entfernung von Fischen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Im Umkreis von 1.000 m sollten alle potenziellen „Trittsteinhabitats“ erhalten werden (GEIGER 1997) (Metapopulationsstruktur).
- Gewässer wegen möglicher Nachruhestörung nicht in unmittelbarer Siedlungsnähe anlegen.
- Aufgrund der Bildung von Metapopulationen sollten Gewässer immer im Verbund geplant werden und über Landhabitats erreichbar sein (GEIGER et al. 2011).
- Auf eine Mahd der Gewässerufer ist unbedingt zu verzichten, da sich die Tiere häufig in gewässernahen und kniehohen Gebüsch und Röhricht aufhalten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Geeignete Gewässer werden meist sehr schnell angenommen. Da jedoch eine ausreichende Ufervegetation zum Abblächen zur Verfügung stehen muss, kann es 1 – 3 Jahre dauern, bis sich eine Reproduktion in diesem Gewässer einstellt. Die Wirksamkeit der Maßnahme tritt innerhalb von 3 (-5) Jahren und damit kurzfristig ein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Mehrere Untersuchungen belegen die Wirksamkeit dieser Maßnahme (z. B. GEIGER et al. 2000, MERMOD et al. 2010, VSE & GNOR 2010, SCHMIDT et al. 2015).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung (G4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwässerte Lebensräume werden durch die Erhöhung des Grundwasserspiegels wiedervernässt. Dies kann z.B. durch Verschließung von vorhandenen Drainagen bzw. Anstau von Abflussgräben erfolgen. Ziel ist die dauerhafte Erhöhung des Grundwasserspiegels zur Entwicklung von Feucht- und Nassgrünland sowie die Renaturierung von entwässerten Mooren, die zur Ausbildung von ausreichend großen bzw. vielen (vgl. Maßnahme G1) temporären Gewässern führt (siehe Maßnahmenblatt G4).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Ein optimaler Landlebensraum mit blütenreichen (Hoch-) Staudenfluren (großes Nahrungsangebot für Amphibien) sollte sich im Umkreis von 300 - 500 m befinden (MERMÖD et al. 2010, DEMUTH-BIRKERT et al. 2000).
- Winterlebensräume (Laubmischwälder, Hecken usw.) sollten weniger als 1.000 m von den vernässten Flächen entfernt sein (MERMÖD et al. 2010).
- Die Maßnahme ist in Tagebaugebieten sinnvoll, in Tongruben jedoch irrelevant.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Grundsätzliche Anforderungen entsprechend Maßnahme G1. Bei einer Grundwasseranhebung sollten mindestens 100 m² in einer Höhe von 10 – 50 cm überflutet werden (vgl. MERMÖD et al 2010).
- Nach der Grundwasseranhebung können die Oberflächen von Senken verdichtet werden, sodass der Einstau von Wasser gewährleistet ist.
- Bei niedrigem Grundwasserstand (Herbst / Winter) kann eine Mulde bis kurz oberhalb des Grundwasserspiegels ausgehoben werden, sodass bei höherem Grundwasserstand ein Gewässer entsteht, welches ab Herbst wieder austrocknet.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmenflächen sind regelmäßig auf Aufrechterhaltung der Habitatqualität zu prüfen (u.a. regelmäßige Kontrolle des Grundwasserspiegels und eventuelle Anpassung des Grundwasserniveaus).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Sind Grundwasserspiegelschwankungen nicht bekannt, empfiehlt es sich, diese mit Hilfe eines Baggerschlitzes über ein Jahr zu beobachten (MERMÖD et al. 2010).
- Regional kann die zunehmende Frühjahrs- und Frühsommertrockenheit ein Problem darstellen. Dies ist bei der Standortwahl bzw. Maßnahmenkonzeption zu berücksichtigen.
- Eine zu starke Erhöhung des Grundwasserstandes und somit ein eventuelles Einschwemmen potenzieller Prädatoren aus angrenzenden Gewässern ist unbedingt zu vermeiden.
- Es können Zielkonflikte mit anderen Arten auftreten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Diese Maßnahme ist kurzfristig entwickelbar (1-3 Jahre) und wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind überwiegend kurzfristig wirksam.
- Wissenschaftliche Belege in Form von Monitoringergebnissen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Maßnahme(n) wird jedoch im Analogieschluss als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Laubfrösche siedeln vorzugsweise im (struktureichen) Feucht- und Nassgrünland. Durch Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland im Landlebensraum um das Laichgewässer können Ruhestätten entwickelt und die Habitatqualität der Fortpflanzungsstätte verbessert werden (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Die besiedelten Gewässer sollen sich innerhalb des Maßnahmenstandorts (Extensivgrünland) befinden.
- Der Maßnahmenstandort soll eine möglichst geringe Vorbelastung mit Bioziden und Düngern aufweisen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Der gesamte Landlebensraum sollte, inklusive einer Pufferzone, ca. 1 km² betragen (GROSSE 1995).
- Ausbildung bzw. Förderung von Randstrukturen (Gebüsche, Hochstaudenfluren) ohne Bewirtschaftung.
- Bewirtschaftung bzw. Pflege durch extensive Beweidung. Eine Mahd ist aufgrund der Ökologie dieser Art (bodenferne Ruf- und Ruheplätze) im Regelfall nicht möglich.
 - ⊖ Die Beweidung von temporär austrocknenden Laichgewässern darf, aufgrund der eutrophierenden Wirkung des Dungs der Tiere, nur mit einem sehr geringen Viehbesatz erfolgen (0,3 bis 0,5 GVE/ha: BfN 2014 1–2 GVE/ha) (ZAHN 2006, GÖCKING et al. 2007, BAKER et al. 2011).
 - Alternativ kann bei Auszäunung der Laichgewässer kurzzeitig auch eine intensivere Beweidung stattfinden (GEIGER et al. 2011).
 - Die Beweidung kann durch den Verbiss zu starken Gehölzaufwuchs und eine zu starke Verlandung der Laichgewässer verhindern (ZAHN 2006).
- Vollständiger Verzicht auf Biozide und Dünger, da Laubfrösche bzw. deren Laich eine der empfindlichsten Amphibienarten gegenüber dem Einfluss von Bioziden sind (BLAB 1986). Es ist ein ausreichend breiter Pufferstreifen (> 30 m) zu angrenzender intensiver Landwirtschaft vorzusehen, um Dünger- sowie Biozideinträge zu vermeiden (GEIGER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Verringerung der Beschattung von Laichgewässern durch Entbuschung im Turnus von ca. 3 Jahren

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar (1 – 3 Jahre) und auch kurzfristig wirksam (2 – 5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind überwiegend kurzfristig entwickelbar (1-3 Jahre).
- Positive Erfolgskontrollen (ZAHN 2006) und Expertenmeinungen (MERMOD et al. 2010, DEMUTH-BIRKERT 2000) belegen die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit der Extensivierung von landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Anlage von Gehölzen (im Offenland) (O3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage von Gehölzen im Offenland in unmittelbarer Gewässernähe, da Laubfrösche Sitzwarten sowohl in niedrigen Höhen (siehe die Maßnahme Anlage von Hochstaudenfluren) als auch in Baumkronen (bis zu 20 m) aufsuchen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche im engeren Gewässerumfeld liegen.
- Flächen, welche durch einen hohen Grundwasserstand und Störungsarmut geprägt sind.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Einsaat bzw. Anpflanzung und Pflege von Gehölzstrukturen wie Brombeere (*Rubus spec.*), Erlen-, Weiden- und Haselbüsche (GEIGER et al. 2011:705).
- Angaben über die Qualität und Quantität der Pflanzungen werden in der Literatur nicht gemacht und müssen im Einzelfall festgelegt werden.
- Die Anpflanzung von dichten Gehölzen wie der Brombeere, Hasel oder Schlehe an der nördlich gelegenen Habitatgrenze bietet Prädations- und Wärmeschutz.
- Anpflanzung sollte linear angelegt werden, sodass diese Hecken und Saumstrukturen im Sinne eines Biotopverbundsystems wirken.
- Bei der Verbesserung und Strukturanreicherung von Waldsäumen sollten vor dem Hintergrund der Erfahrungen aus NRW mindestens 10 m des Waldrandes verbessert werden.
- Bei der Anlage von Gehölzen ist, aufgrund der potenziellen Entwässerung und der sich negativ auswirkenden Beschattung, auf eine ausreichende Entfernung zu den Gewässern zu achten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Rückschnitt der Gehölze in direkter Gewässernähe, um eine zu starke Beschattung der Laichgewässer zu vermeiden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Da der Laubfrosch eine wanderfreudige Art ist, werden im gesamten Sommerlebensraum Sitzwarten genutzt. Eine Weiterführung der Anpflanzung von Gehölzen und Hochstaudenfluren über eine Entfernung von 500- 1.000 m von den Laichgewässern hinaus kann zur Biotopvernetzung sinnvoll sein (GEIGER 1997).
- Maßnahmen sind stets in Kombination mit anderen Maßnahmen durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Anpflanzungen von schnell wachsenden Gebüsch (*Rubus spec.*) haben eine kurze Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit. Neuanpflanzungen sonstiger Gehölze und Gebüsche haben eine mittlere (3 - 10 Jahre) Wirksamkeitsdauer.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie der Art ist in Bezug auf Landhabitats sehr gut bekannt.
- Die Wirksamkeit der Maßnahme ist je nach Art der Anpflanzung kurz- bis mittelfristig zu erreichen.
- Die Entwicklung von linearen Landschaftselementen wird als Maßnahme häufig in der Fachliteratur vorgeschlagen (u.a. MULNV 2011). Eine wissenschaftliche Erfolgskontrolle dieser Maßnahme liegt nicht vor. Aus dem Analogieschluss der Ökologie dieser Art und aufgrund der zahlreichen Hinweise auf diese Maßnahme in der Literatur, wird eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit erwartet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Anlage von Hochstaudenfluren (O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage von schnell wachsenden Hochstaudenfluren, da junge Laubfrösche laut GEIGER et al. (1997) neben Sitzwarten in Baumkronen auch jene in niedrigen Höhen nutzen. Hierbei sollten Hochstaudenfluren mit großblättrigen Pflanzen, die häufig auch im Heckensaum oder in feuchten Gräben zu finden sind, im engeren Gewässerumfeld bzw. im Sommerlebensraum angepflanzt werden. Gerade Brombeergebüsche (*Rubus spec.*) bieten Windschutz, Schutz vor Feinden und sorgen für ein ideales Mikroklima.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche im engeren Gewässerumfeld liegen.
- Flächen, welche durch einen hohen Grundwasserstand und Störungsarmut geprägt sind.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Einsaat bzw. Anpflanzung und Pflege von Vegetationsstrukturen, die eine Vegetationshöhe von 40-150 cm ausbilden. In NRW häufig beobachtete Sitzwarten innerhalb Hochstaudenfluren sind Klette (*Arctium spec.*), breitblättrige Seggen wie die Ufersegge (*Carex riparia*), außerdem großblättrige Arten wie Pestwurz (*Petasites spec.*) und Huflattich (*Tussilago farfara*), Hochstauden und Brennnesseln (*Urtica dioica*). Das Gewässer soll nicht zu stark beschattet werden.
- Anpflanzung sollte im Sinne eines Biotopverbundsystems saumartig bzw. linear angelegt werden und wenn möglich an Gehölz- bzw. Heckenstrukturen anschließen.
- Vor einer aktiven Anpflanzung sollte die natürliche Besiedlung dieser Pflanzen am Maßnahmenstandort geprüft werden, da gerade die Ausbreitungsfähigkeit von *Rubus spec.* und *Arctium spec.* sehr hoch ist und somit evtl. auf eine aktive Ausbringung verzichtet werden kann.
- Angaben über die Qualität und Quantität der Pflanzungen werden in der Literatur nicht gemacht und müssen im Einzelfall festgelegt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Rückschnitt bei zu starker Ausbreitung der Hochstauden (*Rubus spec.*)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Da der Laubfrosch eine wanderfreudige Art ist, werden im gesamten Sommerlebensraum Sitzwarten genutzt. Eine Weiterführung der Anpflanzung von Hochstaudenfluren über eine Entfernung von 500- 1.000 m von den Laichgewässern hinaus kann zur Biotopvernetzung sinnvoll sein (GEIGER 1997).
- Maßnahmen sind stets in Kombination mit anderen Maßnahmen durchzuführen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

Die Anpflanzung von Stauden hat eine kurze Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit (1 - 3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie der Art ist in Bezug auf Landhabitats sehr gut bekannt.
- Die Wirksamkeit der Maßnahme ist kurzfristig zu erreichen.
- Die Entwicklung von linearen Landschaftselementen wird als Maßnahme häufig in der Fachliteratur vorgeschlagen (u.a. MKULNV 2011). Eine wissenschaftliche Erfolgskontrolle dieser Maßnahme liegt nicht vor. Aus dem Analogieschluss der Ökologie dieser Art und aufgrund der zahlreichen Hinweise auf diese Maßnahme in der Literatur, wird eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit erwartet.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

6. Nutzungsverzicht (W 1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W 1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Da Laubfrösche meist bodenfern in Hohlräumen unter der Rinde oder in Spechthöhlen überwintern (vgl. GEIGER et al. 2011) kann mittels der Erhöhung der Umtriebszeiten in Altholzbeständen oder mittels vollständigen Nutzungsverzichts mit ausreichend stehendem Totholz das Angebot an Winterlebensräumen / Winterquartieren optimiert werden.

Die Maßnahme kann mit Maßnahmen zur Erhöhung des Totholzanteils (W5) kombiniert werden (Baumringeln, Belassung von Hochstümpfen zur Herstellung / Erhalt von stehendem Totholz), um eine schnellere Maßnahmenwirksamkeit zu erzielen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Die Erreichbarkeit sollte über feuchte Säume oder Randstrukturen (Wanderkorridore) gegeben sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Angaben zu Qualität und Quantität dieser Maßnahme stehen in der Literatur nicht zur Verfügung.
- Aufgrund der teilweise bodenfernen Überwinterung dieser Art ist auf ein ausreichendes Potenzial stehenden Totholzes (mit loser Baumrinde, Baumhöhlen) zu achten.
- Potenzielle Überwinterungsstrukturen sind hauptsächlich in Feldgehölzen und an Waldrändern vorhanden (GEIGER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Kontrolle der Funktionstüchtigkeit dieser Maßnahme.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Diese Maßnahme kann sich zusätzlich positiv auf andere Arten und Artengruppen auswirken.
- Von Efeu überwachsenes Totholz scheint lt. GEIGER et al. (2011), aufgrund der mikroklimatisch guten Verhältnisse, sehr gut als potenzielles Winterquartier geeignet zu sein.
- Potenzielle Überwinterungsstrukturen sind hauptsächlich in Hecken, Feldgehölzen und Waldrändern zu finden (GEIGER et al. 2011).
- Baumkronen werden häufig von Laubfröschen außerhalb der Laichzeit auch als Sommerlebensraum (Herbstfrüher) aufgesucht (GEIGER et al. 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei bestehenden Feldgehölzen sind die Maßnahmen kurz- bis mittelfristig wirksam.
- Müssen neue Feldgehölze angelegt werden, so ist eine Wirksamkeit dieser Maßnahme nur langfristig zu erreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind je nach Standortausprägung kurz- bis mittelfristig herzustellen. Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise. Die Maßnahmen sind von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

7. Gewässerpflege (G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zur Schaffung eines besseren Kleinklimas und zur Erhöhung der Wassertemperatur sind beschattende Bäume und Gebüsche zu entfernen. Dies fördert die krautige, submerse Ufervegetation, verbessert das Angebot an Eiablageplätzen und schafft Versteckmöglichkeiten für die Kaulquappen. Da ausreichend freie bzw. besonnte Flachwasserzonen wichtig sind, ist es im Rahmen der Gewässerpflege möglicherweise auch nötig Weidengehölze, Schilf und Rohrkolbenbestände teilweise zu entfernen oder durch kontrollierte, extensive Beweidung zu minimieren. Weitere gewässerpflegende Maßnahmen sind die Entfernung vorhandener Prädatoren (Fische) sowie die Entschlammung und Entkrautung von zu stark verschlammten Kleinstgewässern.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein, wenn die Gewässer nicht bereits besiedelt sind.
- Der zu verbessernde Standort weist ein entsprechendes Entwicklungspotenzial auf.
- Direkt an das zu verbessernde Gewässer sollten Hochstaudenfluren, vorgelagerte Krautsäume und extensiv genutzte Grünlandflächen sowie Feldgehölze und kleinere Waldflächen zur Überwinterung angrenzen (GEIGER et al. 2011).

Anforderungen an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Freistellung der Gewässer durch Entfernung von beschattenden Gehölzen, um eine ausreichende Durchwärmung zu gewährleisten. Der Turnus ist abhängig von der Größe des Gewässers. Das Laichgewässer bzw. die ufernahen Bereiche müssen während der Entwicklungszeit der Larven mindestens eine Temperatur von 15° C aufweisen, da sich sonst die Larven nicht weiterentwickeln (TESTER 1990, zitiert in RUNGE et al. 2010).
- Eine extensive Beweidung sollte mit max. 1-2 GVE/ha betrieben werden.
- Bei ganzjähriger Beweidung sollten die Laichgewässer eingezäunt werden, um Ufervertritt oder Düngereintrag zu vermeiden (GÖCKING et al. 2007).
 - Die Auszäunung der Gewässer ist abhängig von der Gewässeranzahl, Gewässergröße und der Beweidungsdichte und ist im Einzelfall von einer fachkundigen Person zu bewerten.
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemittel und Insektiziden mittels eines 10-50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten extensiv genutzten Uferstreifens bzw. absoluter Düngungsverzicht in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).
- Bei der Entschlammung ist auf die Abfolge und Lage der wasserspeisenden und wasserstauenden Schichten zu ermitteln, sodass die für Kleingewässer wichtige Stauschicht nicht durch die Entschlammung durchstoßen wird (BERGER et al. 2011).
- Die Pflegemaßnahmen sind möglichst zwischen September und Oktober durchzuführen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- entsprechend Maßnahmenbeschreibung
- Entfernung von Prädatoren (Fischen) ist für diese Art von wesentlicher Bedeutung

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Das massive Aufkommen von Rohrkolben kann durch frühzeitige Beweidung minimiert werden (vgl. <http://www.froschland.de/aktuelles/31-beweidung-der-gewaesser>).
- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen zur Verbesserung der Laichgewässer sind kurzfristig entwickelbar und innerhalb von 1 – 3 Jahren wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Qualitäten sind kurzfristig wirksam.
- Es gibt mehrere Erfolgsnachweise der Maßnahme (GÖCKING et al. 2007, GEIGER et al. 2000).
- Aufgrund der Erfahrungen aus NRW und der zahlreichen Belege wird die Eignung als CEF-Maßnahme als sehr hoch eingestuft (abweichend zu RUNGE et al. (2010), die dieser Maßnahme eine hohe Eignung zusprechen).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für den Laubfrosch stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme Anlage neuer (Still)Gewässer (G1) besitzt wie bei allen Amphibien die höchste Priorität.

Die Maßnahme W1.1 /W1.4: „Erhalt und Förderung von Altholz und stehendem Totholz“ besitzt eine hohe Eignung. Ein Nutzungsverzicht bzw. die Erhöhung der Erntezeit enthält jedoch keine aktive Komponente. Die Maßnahme ist daher im Regelfall zusammen mit der Komponente zur Totholzförderung (W5) durchzuführen. Ist dies nicht möglich oder sinnvoll, ist in Abstimmung mit der zuständigen Behörde zu klären, ob die Maßnahme unter Berücksichtigung der Situation vor Ort als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme gelten kann (ggf. in Kombination mit weiteren Maßnahmen).

Quellen:

Baker, J.; Beebee T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Bast, H-D. & V. Wachlin (2004): *Hyla arborea* (LINNAEUS 1758). http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_hyla_arborea.pdf. Abruf 20.03.2011

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

- Blab, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – KILDA-Vlg., Bonn-Bad Godesberg, 150 S.
- Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.
- Berninghausen, F. (1995): Erfolgreiche Laubfroschwiederansiedlung seit 1984 im Landkreis Rotenburg, Niedersachsen. - In: GEIGER, A. (Hrsg.): Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) – Ökologie und Artenschutz. – Mertensiella (Bonn), 6: 149- 162.
- Bitz A.; Blum, S.; Schader, H. & R. Thiele (1995): Natur- und artenschutzrelevante Untersuchungen am Laubfrosch (*Hyla arborea* L.) in Rheinland-Pfalz. In: Geiger, A. (Hrsg.) (1995) Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) – Ökologie und Artenschutz. – Mertensiella (Bonn), 6: 57 – 72.
- Bitz, A. & Schader, H. (1996): Laubfrosch – *Hyla arborea* (LINNÉ, 1758). In: Bitz, A.; Fischer, K.; Simon, L.; Thiele, R. & M. Veith (1996): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Bd. 1; Landau.
- Demuth-Birkert, M.; Diehl, O.; Thörner, E. & K. Klemmer: (2000): Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) in Hessen – Ergebnisse der Kartierung 1998 – 1999, aus der Praxis der Umsetzung von Artenhilfsmaßnahmen sowie Empfehlungen für ein Artenhilfsprogramm.
- Flottmann, H-J. (2003): Zum Überleben des Europäischen Laubfrosches (*Hyla a. arborea* L., 1758) in der mittleren Oberrheinebene – Erkenntnisse für eine erfolgreiche Wiederansiedlung im Saarland. In: Delattinia. Aus Natur und Landschaft im Saarland. Bd. 29, S. 41 – 66.
- Geiger, A.; Mutz, T. & R. Böttge (2011): Laubfrosch – *Hyla arborea*. – In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 1. S. 687 – 724.
- Geiger, A.; Steven, M.; Glandt, D.; Kronshage, A. & M. Schwartze (2000): Laubfroschschtutz im Münsterland. Das Kooperationsprojekt "Ein König sucht sein Reich" im Artenschutzprogramm NRW. IN: LÖBF-Mitteilungen 4/2000; Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF), S. 16-34.
- Geiger, A. (1997): Das Artenhilfsprogramm Laubfrosch im Artenschutzprogramm NRW. In: LÖBF (1997): LÖBF Jahresbericht 1997, Recklinghausen, S. 121 – 125.
- Göcking, C.; Meier, E.; Steven, M. & T. Zimmermann (2007): „Ein König sucht sein Reich“ – Schutz und Bestandesentwicklung des Laubfrosches (*Hyla arborea*) am Beispiel des Kreises Coesfeld. – Natur in NRW 32/4: 41 – 45.
- Grosse, W-R. (1995): Vorkommen, Gefährdung und Schutz des Laubfrosches in Sachsen-Anhalt - Grundlagen für ein Artenhilfsprogramm. – Mertensiella 6: 127 – 148.
- Grosse, W-R. & Günther, R. (1996): Laubfrosch – *Hyla arborea* (LINNAEUS, 1758). In: Günther, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena: 343 – 364.
- Heimbucher, D. (1991): Habitatansprüche des Laubfroschs *Hyla arborea arborea* (L. 1758) und praktische Konsequenzen für ein Schutzprogramm. In: Koetter (Hrsg.): Beiträge zum Artenschutz 17. Amphibienkartierung Bayern Teil II: Südbayern. Schriftenreihe Heft 113, S. 37 – 44.
- Lippuner, M. (2013): Neue Methoden zur Förderung der Kreuzkröte (*Bufo calamita*) und deren Anwendung in der Schweiz. – Zeitschrift für Feldherpetologie 20: 155–169.
- Loeffel, K., C. Meier, A. Hofmann & H. Cigler (2009): Praxishilfe zur Aufwertung und Neuschaffung von Laichgewässern für Amphibien. – Zürich (Baudirektion Kanton Zürich, Amt für Landschaft und Natur, Fachstelle Naturschutz).
- Manzke, U. & Podlucky, R. (1995): Der Laubfrosch *Hyla arborea* L. in Niedersachsen und Bremen – Verbreitung, Lebensraum, Bestandssituation. – In: Geiger, A. (Hrsg.) (1995) Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) – Ökologie und Artenschutz. – Mertensiella (Bonn), 6: 57 – 72.
- Meier E.; Glader H. & R. Averkamp (2000): Erfolgreiche Wiederansiedlung des Laubfrosches. In: IN: LÖBF-Mitteilungen 4/2000; Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF), S. 35 - 46.
- Mermod M.; Zumbach, S.; Lipuner, M.; Pellet, J. & B. Schmidt (2010): Praxismerkblatt Artenschutz _ Laubfrosch (*Hyla arborea* & *Hyla intermedia*). Karch Koordinationsstelle für Amphibien- und Reptilienschutz in der Schweiz. <http://www.karch.ch/karch/shared/amp/merkbl/praxismerkblaetter/Praxismerkblatt%20Laubfrosch.pdf>. Abruf 11.05.2011.
- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MULNV) (2011): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen.
- Mutz, T., Böngeler, R., Scholz, S., De Saint-Paul, A. & A. Kronshage (2000): Hydrochemisch-physikalische Untersuchungen an Ruf- und Reproduktionsgewässern des Laubfrosches (*Hyla arborea*) im Münsterland. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 9: 105 – 124.

PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.

Pastors, J. (1995): Ergebnisse zweier Wiederansiedlungsprojekte des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.) in Wuppertal – eine Langzeitstudie. - In: GEIGER, A. (Hrsg.): Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) – Ökologie und Artenschutz. – Mertensiella (Bonn), 6: 163 – 180.

Pellet, J. (2014): Temporäre Gewässer für gefährdete Amphibien schaffen: Leitfaden für die Praxis. –Basel (Pro Natura).

Rückriem, C.; Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz- Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus-Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Runge, H.; Simon, M. & T. Widdig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz – FKZ 3507 82 080. – Hannover, Marburg.

Schlüpmann, M., Geiger, A. & C. Willigalla (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatanbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 10: 127 – 164.

Schmidt, P. & Geiger, A. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Laubfrosches *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). In: SCHNITTER, P., EICHEN, C., ELLWANGER, G., NEUKIRCHEN, M. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie, Seiten 249-250. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.

Schmidt, B., Zumbach, S., Tobler, U. & M. Lippuner (2015): Amphibien brauchen temporäre Gewässer. Zeitschrift für Feldherpetologie 22: 137–150

Thielke (1987): Vorkommen, Ansprüche an das Laichgewässer und Schutz von Laubfröschen (*Hyla arborea*) und Kreuzkröten (*Bufo calamita*) im Landkreis Konstanz . In: Hölzinger, J. & Schmid, G. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. 41 – Institut für Ökologie und Naturschutz, Karlsruhe: 379 – 399.

VSE (Industrieverband Steine und Erden e.V.) & GNOR (Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V.) (2010): Zwischenbericht Juli 2010 Kooperationsprojekt „Abbaubetriebe und Amphibienschutz“. 34 S. http://www.verband-steine-erden.de/download/1007_Zwischenbericht_Kooperationsprojekt.pdf?PHPSESSID=0089a03f44b2693822b4e9f60b30beaa. Abruf 04.11.15

Zahn A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. In: GÖRNER, M. & P. KNEIS (Hrsg.): Artenschutzreport, Heft 20/2006, Jena: 5 – 10.

3.7 Mauereidechse (*Podarcis muralis*)

Mauereidechse *Podarcis muralis* ID 105

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Paarung und Eiablage erfolgen an geeigneten Stellen im Gesamtlebensraum. Daher gilt der gesamte besiedelte Habitatkomplex als Fortpflanzungsstätte. Die genaue Abgrenzung erfolgt im Einzelfall anhand der Besiedlung und der Geländestruktur (sonnige, mehr oder weniger südexponierte und wenigstens teilweise steile bis senkrechte Habitatstrukturen, DALBECK & HAESE 2011).

Ruhestätte: Als Tages- und Nachtverstecke, als Winterquartier bzw. während der Häutung werden Spalten und tiefe Löcher in mehr oder weniger senkrechten und offenen Strukturen, wie Felsen, Mauern und steilen Böschungen, genutzt. Daher gilt der gesamte besiedelte Habitatkomplex auch als Ruhestätte. Die genaue Abgrenzung erfolgt ebenso im Einzelfall anhand der Besiedlung und der Geländestruktur.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Die Abgrenzung der lokalen Population ist schwierig, da die Art stellenweise sehr große, zusammenhängende Gebiete besiedelt, andererseits aber auch kleinräumig, isoliert (z.B. Steinbrüche) zu finden ist. Als lokale Population sind in jedem Fall Vorkommen zu kennzeichnen, die aufgrund veränderter Flächennutzung (z.B. flächendeckende Bebauung) und/oder Nutzungsintensivierung der Landwirtschaft isoliert wurden und somit nicht mehr an den regionalen Lebensraumverbund angeschlossen sind (BFN 2011). Als Hilfsgröße zur Abgrenzung der Lokalpopulation wird gem. LAUFER (2009b) ein Umkreis von 150 –(500 m) um ein Vorkommen vorgeschlagen.
- Ein Großteil der Populationen in NRW ist nach Einschätzung von DALBECK & HAESE (2011) deutlich kleiner als die von BENDER et al. (1999, zitiert in DALBECK & HAESE 2011) errechneten 140 Männchen und 180 Weibchen, die für eine stabile isolierte Population notwendig sind. Mittlere Populationen umfassen in NRW 20-100 Tiere, wobei sich die Streifgebiete verschiedengeschlechtlicher Tiere überschneiden können (DALBECK & HAESE 2011).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung
- Klettersport an besiedelten Hängen

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Sonnige, mehr oder weniger südexponierte Lebensräume mit wenigstens teilweise steilen bis senkrechten Strukturen, z.B. [Weinberge / Weinbergsmauern](#), natürliche Felsen, felsige Uferbereiche, felsige Wegeanschnitte, Steinbrüche, Blockhalden, trockene *Calluna*-Heiden. Auch sekundäre Habitate wie Bahnanlagen, Steinschüttungen und Böschungen werden besiedelt, untergeordnet auch fugenreiche Mauern oder Holzstapel (DALBECK & HACHTEL 2000, HABERBOSCH & MAY-STÜRMER 1987).
- Mosaikstruktur aus vegetationsfreien Stellen für die Thermoregulation (DEXEL 1986a, zitiert in DALBECK & HAESE 2005) und stark bewachsenen Stellen für die Jagd und die Thermoregulation an heißen Sommertagen. Als Jagdhabitat kann schon ein mindestens 30 cm breiter Vegetationsstreifen ausreichen (GÜNTHER et al. 1996). Direkte räumliche Nähe von Sonnplätzen und möglichen Verstecken.
- Ost- oder südostexponierte Habitate sind eher „wasserunabhängig“, ansonsten spielt auch das Vorhandensein von Wasser in der Nähe der Lebensräume wahrscheinlich eine Rolle (GÜNTHER et al. 1996).
- Ausreichende Anzahl an frostfreien Verstecken (Mauerritzen, Felsspalten u. ä.), mindestens 4/m² (FRITZ 1987).
- Ausreichende Vertikalstrukturen aufgrund des ausgeprägten Kletterbedürfnisses der Mauereidechse (STRIJBOSCH et al. 1980a zitiert in BITZ et al. 1996).

- Ausreichend besonnte, grabbare und lückig bewachsene Eiablageplätze.
- Optimal sind 20 – 30% bewachsene steile Mauern mit einer Höhe von mindestens 1,5 m (HABERBOSCH & MAYSTÜRMER 1987, SACHTELEBEBEN et al. 2010).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Maximaler Aktionsraum laut BENDER (1997, zitiert in AMLER et al. 1999) im Radius von 500 m.
- ~~Sehr hohe Isolationsgefahr einer Population aufgrund der Besiedlung von Sonderstandorten. Eine Vernetzung zweier Habitate daher oft nur schwer zu erreichen. Vernetzungen von besiedelten Habitaten finden häufig über Bahngleise statt.~~
- Innerhalb von Rheinland-Pfalz liegen die bedeutendsten und individuenstärksten Populationen der Mauereidechse in Deutschland. Zum Vorkommen und zur Verbreitung der Art in Rheinland-Pfalz liegen zahlreiche Hinweise vor, die auf eine nahezu flächendeckende Besiedlung in den Weinbaugebieten hindeuten (vgl. http://map1.naturschutz.rlp.de/mapservers_lanis/index.php?layers=tk25_blat,tk_sw,landes_grenze&schluessel=12750202001003&left=artefakt, Abruf 17.05.2016).
- Die Mindesthabitatgröße ist abhängig von Standortfaktoren und der Populationsgröße. FRITZ (1987) gibt eine Mindestgröße von 200 m² bei ca. 20 Individuen an (Optimalhabitat). Bei verbuschten Habitaten werden offensichtlich größere Streifgebietsflächen benötigt. Die Aktionsraumgröße ist somit von der Habitatqualität abhängig. Lt. LAUFER (2009) sollte pro Altter 80 m² Fläche zur Verfügung stehen.
 - Streifgebiete der Individuen befinden sich zwischen 4-10 m im Umkreis um das Versteck (DALBECK & HAESE 2011). NOPPE (1998) und DOWIDEIT (2006, zitiert in DALBECK & HAESE 2011) ermittelten Streifgebietsgrößen von etwa 50m².
 - Die Reviergröße eines adulten Tieres beläuft sich lt. ZIMMERMANN (1989) ca. auf 15m². Abhängig ist diese Größe jedoch von der Ausprägung der abiotischen Faktoren.

Maßnahmen

1. Anlage von vegetationsarmen Flächen (O4.4) / Anlage lückiger Gesteinsböschungen (O4.4.3) in Verbindung mit der Anlage bzw. Offenhaltung grabbarer, sandiger Rohbodenflächen (O4.4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung bzw. Förderung von vegetationsfreien bzw. vegetationsarmen, offenen Standorten durch Anlage von Rohbodenflächen und Schotterfluren in Verbindung mit groben Steinschüttungen zur Verbesserung der Habitatstruktur (Schaffung von Nahrungsquellen, Tages-, Winterverstecken und Sonnenplätzen). Ein zusätzliches Ausbringen von Sandflächen in direkter Nähe zu den Gesteinsaufschüttungen stellt potenzielle Eiablageplätze bereit.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Entfernung zur nächsten Population < 500 m (maximale Mobilität der Art laut BENDER (1997, zitiert in AMLER et al. 1999))
- Nach Möglichkeit nährstoffarme und trockene Bodenverhältnisse.

Anforderung an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Die Grundfläche von Steinschüttungen sollte mindesten 15-30 m² betragen (DGHT 2011).
- Das Material der Steinschüttungen sollte eine Körnung von 100 mm (60%) und 100 – 200 mm (40%) besitzen, um genügend erreichbare Zwischenräume auszubilden (SPANG et al. 2009).

- Es ist autochthones Gesteinsmaterial zu verwenden.
- Bei der Anlage von mehreren Steinschüttungen sollte der Abstand zwischen diesen nicht mehr als 30 m betragen (DGHT 2011).
- Gesteinsschüttungen sollen Südost bis Südwest exponiert sein, da die Ausrichtung nach HABERBOSCH & MAY-STÜRMER (1987, zitiert in GÜNTHER et al. 1996) der wichtigste Faktor für die Besiedlungsdichte ist.
- Die nordexponierte Seite kann stellenweise mit anstehendem Bodenmaterial bedeckt werden, so dass der sonnenabgewandte Bereich teilweise mit Vegetation oder Totholzhaufen (ROMMEL 2009) bedeckt ist. Hierdurch erfolgt eine Steigerung des Struktureichtums und Verbesserung der Versteckmöglichkeiten sowie des Nahrungsangebotes. Zudem werden Schattenplätze angeboten (vgl. DGHT 2011).
- Vor der Anlage sollte die Fläche auf 50 – 100 cm Tiefe ausgekoffert werden um eine ausreichende Frostsicherheit im Untergrund zu gewährleisten (Winterquartier). Zudem verhindert die Entfernung des nährstoffreichen Mutterbodens das schnelle Überwachsen der Steinschüttung.
- Ausbringung eines nährstoffarmen Substrats (Flusssand) in unmittelbarer Umgebung von Steinschüttungen. DGHT (2011) empfiehlt eine bandförmige Ausbringung des Substrates (50-70 cm tief und 5-10 m breit) um die Gesteinsschüttung oder Sandlinsen (Mindestgröße von 1-2 m² und 70 cm Tiefe, sodass möglichst große Übergänge zwischen Sandinsel und Ruderalvegetation bestehen.
- Zur Verhinderung der Ausbreitung von Neophyten (Kanadische Goldrute u.ä.) kann eine Einsaat von [primär naturraumtreuem Saatgut](#) (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), [mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“](#) (FLL 2014 [autochthonem Saatgut](#)) (Arten von Trockenrasen) vorgenommen werden und eine lückige arten- und blütenreiche Krautvegetation entwickelt werden (DGHT 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Pflegerische Maßnahmen zur Sicherstellung des Offenlandcharakters (Einmalige Mahd vor der Winterruhe, Entfernung von Gehölzen).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Verzicht auf bodenverbessernde Maßnahmen (Düngung, Einsaat von Rasenmischungen etc.).
- Eingriffe im Zeitraum mit den geringsten Auswirkungen, d.h. nach der Winterruhe und vor der Paarungszeit (je nach Witterung im März / April), dann wieder nach der Paarungszeit bis zum Zeitpunkt vor der Winterruhe (je nach Witterung ab Mitte August bis Mitte Oktober (DGHT 2011)).
- Mit der Ausbringung von Totholz können zusätzliche Versteckmöglichkeiten angeboten werden (SPANG et al. 2009).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig entwickelbar (< 1 Jahr) und kurzfristig wirksam (1 – 2 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Positive Wirksamkeitsbelege sind vorhanden (PRICK & KRUYNTJENS 1992b, zitiert in DALBECK & HAESE 2011; DGHT (2011) nennt eine entsprechende Maßnahme im Bereich des Bahnhofs Kornwestheim). Zudem wird der Maßnahmentyp in der Literatur häufig vorgeschlagen (DOWIDEIT 2006, zitiert in DALBECK & HAESE 2011).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern (O4.4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage von südexponierten Trockenmauern bzw. Steinriegeln, z.B. in Weinbergslagen, welche der Mauereidechse Lebensraum bzw. Versteck- und Überwinterungsmöglichkeiten bieten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Entfernung zur nächsten Population sollte 500 m nicht überschreiten (maximale Mobilität der Art laut BENDER (1997, zitiert in AMLER et al. 1999)).
- Angrenzend zur errichteten Trockenmauer sollte ein Saumhabitat bzw. eine Sukzessionsfläche vorhanden sein oder angeboten werden.

Anforderung an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Verwendung von Steinen mit großer Tiefe, damit die Fugen langfristig substratlos und vegetationslos bleiben.
- Schaffung von Gesimsen und Vorsprüngen als ideale Sonnenplätze.
- Größe der Mauerfläche 10 – 15 m² pro Individuum (FRITZ 1987).
- Die Anzahl an Spalten und großen Rissen sollte 4/m² nicht unterschreiten (FRITZ 1987).
- Erhaltung oder Anlage von lockerem Erdreich (Sand, grabbares Eiablagesubstrat) in der Nähe der Trockenmauer (FRITZ 1987): sonnenexponiert, 70 cm Tiefe und 1-2 m² Größe, > 10m² pro 100 m Trockenmauer (vgl. Maßnahme Anlage bzw. Offenhaltung grabbarer, sandiger Rohbodenflächen / Anlage lückiger Gesteinsböschungen.)
- Auf eine Bepflanzung soll verzichtet werden, jedoch ist ein Bewuchs von ca. 10% der Mauerfläche günstig (BFN 2011).
 - Bewachsene Mauerstellen bieten Schutz und stellen Jagdhabitate dar, da aufgrund des Bewuchses die Insektdichte zunimmt. Der Faktor der Insektdichte ist sehr wichtig, da die Populationsgröße vom Nahrungsangebot beschränkt wird.
 - Laut LAUFER (2009) sind optimale Mauern mit 10 – 40 % mosaikartig bewachsen.

- Erhalt und Entwicklung von Krautsäumen von mind. 1,5 m Breite an Mauerfuß und Mauerkrone (BFN 2011).
- Lüftungsbohrungen (2 cm Durchmesser) zur Entziehung von Feuchtigkeit; sie stellen außerdem Verstecke dar.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegerische Maßnahmen, welche die Funktionssicherheit der angelegten Mauern gewährleistet (Entfernung von Gehölzen, Mahd des Mauersockels, Entfernung des Mauerüberwuchses, wenn die bewachsene Fläche über 10 % der Gesamtfläche steigt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Neben der Anlage von Trockenmauern spielt die Restaurierung von bestehenden Mauern eine große Rolle. Eine Sanierung sollte „nach altem Vorbild“ erfolgen (kein Verfugen, keine spaltenlosen Betonmauern). Bei Freistellung von Trockenmauern sollten etwa 10 % des Bewuchses als Versteckmöglichkeit erhalten bleiben (BFN 2011).
- Die vor einigen Jahren empfohlenen Gabionen (Drahtkörbe mit Gesteinsfüllung, s. FRITZ 1987) sind nach heutigem Wissensstand nicht zu empfehlen, da sie nicht die ökologische Funktion von Mauereidechsenhabitaten erfüllen (DGHT 2011, SCHULTE & REINER 2014, WAGNER et al. 2015).
- Bei der Sanierung von besiedelten Trockenmauern dürfen Eingriffe nicht während der Winterruhe stattfinden (SCHWEIZER VOGELSCHUTZ SVS 2006). Eine abschnittsweise Sanierung während der Aktivitätsphase der Mauereidechsen ist zu empfehlen, so dass die Mauereidechsen die Möglichkeit zum Ausweichen haben.
- Praktikable Anleitung zum Bau einer Natur- bzw. Trockensteinmauer findet sich unter: http://www.nua.nrw.de/nua/var/www/de/oeffentl/publikat/pdfs/naturtipp/naturtipp_06.pdf
- DUSEJ (1994) beobachtete noch im selben Jahr der Fertigstellung eine Besiedlung der Steinriegel mit Mauereidechsen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Anlage von Trockenmauern ist kurzfristig umsetzbar (< 1 Jahr) und diese werden auch kurzfristig besiedelt (1-3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Wirksamkeitsbelege dieser Maßnahme liegen vor (HAESE 1990b; MOORS & FRISSEN 2004, zitiert in DALBECK & HAESE 2011, DUSEJ 1994), die Maßnahme wird auch in der Literatur vielfach vorgeschlagen (u.a. KUNZ 2008, WAGNER et al. 2015).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

3. Freistellung von Felshabitaten / Entbuschung (O5.4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Freistellung (Entbuschung) von zugewachsenen besiedelten und potenziellen Felshabitaten insbesondere in [Weinbergen](#), in Steinbrüchen und an natürlichen Felsen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Besiedelte Habitate mit < 500 m Entfernung zur nächsten Population (maximale Mobilität der Art laut BENDER (1997, zitiert in AMLER et al. 1999))

Anforderung an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Im Zusammenhang mit der Freistellung von [zugewachsenen Weinbergen](#), Felsen bzw. Steinbruchwänden ggf. zusätzlich Schaffung von [Steinriegeln / Trockenmauern](#) (s. [Maßnahme Nr. 2](#)), Gesimsen und Vorsprüngen als ideale Sonnenplätze bzw. Bohrungen (2 cm Durchmesser), sofern die Anzahl an Spalten und großen Rissen von 4 pro m² unterschritten wird (FRITZ 1987).
- Bezogen auf die dauerhafte Sicherung einer isolierten lokalen Population von 50-100 Individuen ist eine Mindestgröße von frei zu stellender [Weinbergsfläche](#) / Felswand / Steinbruchwand von insgesamt etwa 1.000 m² wünschenswert (Siedlungsdichte am Stingenberg von DALBECK & HAESE (2011) großflächig mit 8,5 Individuen / 100 m² angegeben und auch für die zentralen Vorkommen in der Rureifel angenommen).
- Ein Bewuchs sollte auf ca. 10% der [Weinbergsfläche](#) / Felswand / Steinbruchwand erhalten bleiben.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entfernung von Gehölzen in regelmäßigen Abständen (etwa alle 5-10 Jahre), spätestens, wenn die bewachsene Fläche über 40 % der Gesamtfläche steigt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Freistellung von Felsen / Steinbruchwänden von Gehölzen ist kurzfristig umsetzbar (< 1 Jahr). Nach Feststellung von DALBECK & HAESE (2011) dauert es jedoch meist mehrere Jahre bis eine Bestandszunahme oder Neubesiedlung zu verzeichnen ist.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die hergestellten Strukturen sind kurzfristig bis mittelfristig wirksam.
- Wirksamkeitsbelege dieser Maßnahme liegen vor. Eine Zunahme der Mauereidechse nach Entbuschung in Verbindung mit einem günstigen Sommer im Siebengebirge wurde von CHMELA (2003, zitiert in DALBECK & HAESE 2011) und der Biologischen Station Düren o.J. festgestellt. Zudem konnte DOWIDEIT (2006, zitiert in BUßMANN et al. 2011) erhöhte Reproduktionserfolge einer Population nach umfangreichen Pflegemaßnahmen feststellen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für die Mauereidechse stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Sommer- und Winterlebensräume sowie der Eiablageplätze zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die „Anlage von Gesteinsaufschüttungen“ (O4.4.3) ist im Vergleich zur „Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern“ (O4.4.4) von geringerer Priorität aufgrund der Anpassung der Art an vertikale Strukturen. Zudem besteht für Gesteinsaufschüttungen aufgrund der schnelleren Sukzession eine höhere Pflegeintensität.

Quellen:

Amler, K.; Bahl, A.; Henle, K.; Kaule, G.; Poschold, P. & J. Settele (1999): Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis: Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren. – Stuttgart: Ulmer.

BfN (2011): Erhaltungsmaßnahmen. - Handlungsempfehlungen zur Erhaltung der lokalen Population der Mauereidechse. http://www.ffh-anhang4.bfn.de/erhaltung-mauereidechse.html?&no_cache=1. Abruf 04.05.2011.

Bitz, A.; Fischer, K.; Simon, L.; Thiele, R. & M. Veith (1996): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Bd. 1; Landau.

Dalbeck, L. & M. Hachtel (2000): Die Mauereidechse *Podarcis muralis* bei Gemünd, Nordrhein-Westfalen, mit Anmerkungen zur Herpetofauna des Gebietes. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 7:167-176. <http://www.biostation-dueren.de/files/z-f-feldherpetologie-mauereidechse.pdf> (12.04.2011).

Dalbeck, L. & U. Haese (2005): Mauereidechse - *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768) Entwurf einer Artmonographie für die Herpetofauna. http://www.herpetofauna-nrw.de/Herpetofauna/pdf/Mauereidechse_Monographie.pdf. - Abruf 08.03.2011.

DGHT (2011): Mauereidechse – Reptil des Jahres 2011 (Broschüre) - http://www.feldherpetologie.de/001-agseite-live-osrhgrsn/wp-content/uploads/media-stuff/2013/01/Aktionsbroschuere_2011_72.pdf Abruf 20.04.2016.
http://www.zoodirektoren.de/pics/medien/1_1292606685/Aktionsbroschuere_2011_72.pdf – Abruf 04.05.2011.

Dalbeck, L. & U. Haese (2011): Mauereidechse – *Podarcis muralis*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 2. S. 1003 – 1034.

Dusey G. (1994): Kleine Strukturen – große Erfolge. Aufwertung eines Mauereidechsenhabitats. Landschaft Aargau 1 / 94: 8 – 10.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.

Fritz, K. (1987): Die Bedeutung anthropogener Standorte als Lebensraum für die Mauereidechse (*Podarcis muralis*) dargestellt am Beispiel des südlichen Oberrhein- und des westlichen Hochrheintals. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad. – Württem. Karlsruhe.

Günther, R.; Laufer, H. & Waitzmann M. (1996): Mauereidechse – *Podarcis muralis* (LAURENTI, 1768). – In: Günther, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.

Haberbosch, R. & G. May-Stürmer (1987): Ökologische Ansprüche der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) an Weinbergsmauern auf der Gemarkung Heilbronn. In: Hölzinger, J. & Schmid, G. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs.

Kunz, M. (2008): Artenschutz in der Bodenordnung in Rheinland-Pfalz - Planungshilfen für ausgewählte Tierarten. Büro für Regionalberatung, Naturschutz und Landschaftspflege (BRNL). 168S.

Schweizer Vogel Schutz SVS / Birdlife Schweiz (2006): Kleinstrukturen - Praxismerkblatt 3 Trockenmauern. <http://www.birdlife.ch/pdf/trockenmauern.pdf>. Abruf 28.04.2011.

Spang, Fischer & Natzschka GmbH (2009): Konzept zur Umsiedlung der Mauereidechse und Monitoring der umgesiedelten Tiere. Bebauungsplan 43.19 Mannheim 21.

Schulte, U.; Reiner, J. (2014): Überprüfung von Gabionen als Lebensraum für Reptilien. Zeitschrift für Feldherpetologie 21 (1): 15-24

Wagner, N.; Schulte, U.; Beninde, J. (2015): Schutzmöglichkeiten alter Trockenmauern für streng geschützte Reptilienarten in Trier und Rheinland-Pfalz *Dendrocopos* 42: 23-32

Zimmermann, P. (1989): Zur Ökologie und Schutzproblematik der Mauereidechse (*Podarcis muralis*) am Beispiel einer Weinbergspopulation im Enzkreis, Gemeinde Knittlingen.

3.8 Moorfrosch (*Rana arvalis*)

Moorfrosch *Rana arvalis* ID 102

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung finden vollständig im Laichgewässer statt. Zudem nutzt der Moorfrosch während der Paarungszeit eine große Zahl an Tagesverstecken in unmittelbarer Umgebung des Laichgewässers. Als Fortpflanzungsstätte wird das Laichgewässer einschließlich des unmittelbaren Gewässerumfeldes aufgefasst. Stehen mehrere Gewässer in einem Gewässerkomplex so miteinander in Verbindung, dass regelmäßige Austauschbeziehungen stattfinden, so ist der Bereich zwischen den Gewässern Teil der Fortpflanzungsstätte.

Ruhestätte: Die Ruhestätte umfasst das Laichgewässer und andere, im Sommerlebensraum als Ruhestätten und/oder zur Überwinterung genutzte Gewässer inklusive der angrenzenden Landlebensräume.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokale Population (Reproduktionsgemeinschaft) am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis < 1.000 m Entfernung.
- Wanderungen innerhalb der Vorkommen erfolgen in einem Bereich von (62)-<200 bis 350 m (vgl. HARTUNG 1991). Fernausbreitungen von juvenilen Tieren stellte HARTUNG (1991) bis in 850 m Entfernung fest. Nur in Ausnahmefällen konnten Moorfrosche in 1-2 km Entfernung zum nächsten Laichgewässer gefunden werden. PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von <1.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Besiedelt werden Feucht- und Nasswiesen, Feuchtheiden, Nieder- und Flachmoore, die Randbereiche von Hoch- und Übergangsmooren sowie Erlen-, Birken- und Kiefernbruchwälder mit einem hohen, bis zum Sommer konstanten Grundwasserstand (BOBBE 2003b, GLANDT 1995, GÜNTHER & NABROWSKY 1996, VON BÜLOW et al. 2011, BAST & WACHLIN 2004, PRACHT 1988). Als Laichgewässer werden Teiche, Weiher, Altwässer, Gräben, Moorgewässer sowie die Uferbereiche größerer Seen aufgesucht (VON BÜLOW et al. 2011).
 - Bevorzugung von Flächen, die im Jahresverlauf einen gleichbleibend hohen Grundwasserstand aufweisen (VON BÜLOW et al. 2011, FELDMANN 1983).
 - Das Spektrum des Moorfrosches bezüglich seiner Laichgewässer reicht vom Tümpel über den Kleinweiher und Weiher bis zum See (KRONSHAGE et al. 2009, VON BÜLOW et al. 2011).
 - Größere Gewässer werden bevorzugt (vgl. HÜBNER & SENNERT 1987, VON BÜLOW et al. 2011: 740).
- Flachgründige, sonnenexponierte oder halbschattige, stehende oder sehr langsam fließende Gewässer mit ausgeprägter Verlandungszone in der Uferregion (GLANDT 2008a).
- Laichplätze sind bevorzugt offene Wasserflächen mit 5–25 cm Wassertiefe, zwischen vertikal aus dem Wasser ragenden Vegetationsstrukturen (VON BÜLOW et al. 2011; HÜBNER & SENNERT 1987). Vegetationsarme Ufer werden nur dann besiedelt, wenn eine ausreichende submerse Vegetation vorhanden ist (BÜCHS 1987a).
- Nährstoffarme und schwach dystrophe Gewässerbedingungen (RÜCKRIEM et al. 2009). Durchschnittlicher pH-Wert von 5,0 und mehr im mäßig sauren Bereich. VON BÜLOW et al. (2011) und PRACHT (1988) geben einen pH-Wert oberhalb von 4,5 an. Darunter steigt die Mortalität der Embryonen deutlich an. Unter pH 4 liegt sie bei 100 % (BÜCHS 1987A, VON BÜLOW et al. 2011).
- Ausreichende Anzahl an Tagesverstecken (Binsen- und Grasbüten am Gewässerrand) um Schutz vor Wind, Sonne und Fressfeinden zu gewährleisten.

- In der Nähe der Laichplätze Sommerröhrichte (*Phalaris*), die im späten Frühjahr noch keinen Schatten bilden (BOBBE 2003b).
- Hohlräume im Untergrund zur Überwinterung (VON BÜLOW et al. 2011).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Median-Wert aller in VON BÜLOW et al. (2011) dargestellten Werte für NRW beträgt 200 m. Entsprechend wird für die Neuanlage von Habitaten eine Entfernung von in der Regel nicht mehr als 200 m empfohlen.

Sonstiges:

- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Moorfrosch vor (<https://ifu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/lurche/moorfrosch/> Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)Gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuanlage von flachgründigen, sonnenexponierten Kleingewässern mit Verlandungszone und vertikalen Strukturen im Gewässer (Seggen, Binsen, Schilf) in direkter Umgebung zu geeigneten Landlebensräumen. Zudem können bestehende, jedoch nicht besiedelte Gewässer durch Pflegemaßnahmen optimiert werden, sodass eine Spontanbesiedlung stattfinden kann (vgl. Maßnahme Gewässerpflege).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 200 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Nährstoffarme und sehr nasse Standorte (RÜCKRIEM et al. 2009, VON BÜLOW et al. 2011).
- Da die metamorphosierten Tiere im Landlebensraum ihre Nahrung aufnehmen, ist die direkte Anbindung der Landlebensräume an die Laichgewässer von höchster Priorität (GLANDT 2006).
- Die Anlage der Gewässer in Waldnähe ist von Vorteil, da Moorfrösche nach GLANDT (2006:84) Wälder oder Waldränder mit dichter Krautschicht zur Überwinterung bevorzugen.
- Laut GLANDT (2008b) sind Gewässerneuanlagen besonders vielversprechend, wenn sie im Randbereich alter Hochmoorreste mit Mischwasser (pH-Wert ca. 5) liegen.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Komplex aus zahlreichen (>10) Kleingewässern (Tümpel, Kleinweiher) oder einem großen (>1 ha) Einzelgewässer. In Westdeutschland bevorzugt der Moorfrosch vergleichsweise größere Laichgewässer (HÜBNER & SENNERT 1987).
- Das angrenzende Sommerhabitat sollte je nach Populationsgröße mindestens ein Umfeld von 500-1.000 m umfassen (BÜCHS 1987b, HARTUNG 1991).
- Das angrenzende Winterhabitat sollte mindestens 1 ha große Waldflächen umfassen (PAN & ILÖK 2010).
- Vor der Neuanlage sollte möglichst eine Abschiebung des Oberbodens durchgeführt werden, da sich laut GLANDT (2008b) Nährstoffvorräte mobilisieren und zu einer schnellen und starken Ausbreitung von beschattender Vegetation (Flutterbinsen) führen können.

- Flache Gewässer werden bevorzugt (FISCHER & PODLOUCKY 2008), jedoch muss bis Juli ein durchgehend hoher Wasserstand gewährleistet sein (BOBBE 2003a, VON BÜLOW et al. 2011). Die Gewässer sollen so flach angelegt werden, dass sie wenigstens alle paar Jahre austrocknen, um einen zu starken Prädationsdruck durch Fische zu vermeiden (BRAND & GEBHARD 2008).
- Eine im Tagesverlauf längere Besonnung und eine windgeschützte Lage sind laut FISCHER & PODLOUCKY (2008) optimal.
- Laut SCHESKE (1986) dienen vor allem meso- bis oligotrophe Gewässer mit reicher Vegetation als Laichgewässer. Der pH-Wert des Gewässers sollte um ca. 5 sein, 4,5 jedoch nicht unterschreiten (BOBBE 2003a).
- Anteil besonnener Flachwasserzonen 70 % am Gesamtflächenanteil (PAN & ILÖK 2010).
- Ausstattung des Gewässers mit Sauergrasrieden (*Carex spec.*), nicht zu dichten Röhrichten (z.B. *Glyceria*) und Pfeifengrasbeständen (*Molinia caerulea*), welche zur Laichballenabgabe genutzt werden (SIMON & SCHADER 1996).
- Verzicht auf Fischbesatz, da der Moorfrosch laut VIERTEL (1980, zitiert in GLANDT 2006) besonders unter Fischprädation leidet.
- Anlage einer 50 m breiten Pufferzone um die Gewässer, um den Schadstoff- und Düngemiteleintrag zu reduzieren (VON BÜLOW et al. 2011).
- Eine ausreichende Wasserhaltekapazität des Untergrundes ist zu gewährleisten und eventuell im Voraus zu prüfen, ansonsten können geeignete natürliche oder künstliche Materialien zur Abdichtung verwendet werden (BAKER et al. 2011), wobei auf eine regelmäßige Austrocknung des Gewässers zur Minderung des Prädationsdruck zu achten ist (BRAND & GEBHARD 2008).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die unmittelbare Umgebung und die Gewässerufer sind durch eine extensive Beweidung oder Mahd offen zu halten (RÜCKRIEM et al. 2009). Die bei der Entfernung von Binsen und Gehölzen anfallende Pflanzenmasse ist abzutransportieren (BOBBE 2008).
- Evtl. Prüfung der Wasserhaltekapazität des Untergrundes und der Austrocknungshäufigkeit.
- Evtl. Entfernen von Fischen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Das Substrat im Gewässerumfeld sollte locker und grabfähig sein (PAN & ILÖK 2010).
- Im engen räumlichen Zusammenhang der neuen Gewässer ist die Erhaltung bzw. Neuanlage von geeigneten Landlebensräumen (extensives Grünland, Feuchtheiden u. ä.) sicherzustellen (GLANDT 2008a, VON BÜLOW et al. 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Anlage der Gewässer lässt sich kurzfristig durchführen, die Besiedlung mit Pflanzen und Wirbellosen benötigt mindestens eine Vegetationsperiode. Da der Moorfrosch keine Pionierstandorte besiedelt, kann eine spontane Neuansiedlung von neu geschaffenen Gewässern viele Jahre dauern (GLANDT 2008b). RÜCKRIEM et al. (2009) gehen davon aus, dass ein neu angelegtes Laichgewässer bereits nach zwei Jahren seine volle ökologische Funktion für den Moorfrosch erfüllen kann. Auch VON BÜLOW et al. (2011) gehen mit Verweis auf SIMON & SCHADER (1996) davon aus, dass der Moorfrosch neu geschaffene Gewässer relativ schnell annimmt, sofern Strukturen und Vegetation entwickelt sind. Es wird von einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 3-5 Jahren ausgegangen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen nur teilweise Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor. Angaben zur Besiedlung neuer Gewässer widersprechen sich (VON BÜLOW et al. 2011:757).

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 2–5 Jahren, entwickelbar und wirksam.
- Es sind mehrere Nachuntersuchungen dokumentiert, die die grundsätzliche Wirksamkeit belegen (vgl. GLANDT 2008b, BOBBE 2008).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten (O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Im direkten Umfeld der Laich- und Aufenthaltsgewässer werden zur Optimierung des Landlebensraumes der Art naturnahe Feucht- und Nasswiesen durch Wiedervernässung bzw. Anhebung des Grundwasserspiegels entwickelt (s. hierzu entsprechende Maßnahme 3).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 200 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Der Standort sollte einen hohen Grundwasserspiegel aufweisen bzw. dieser sollte ohne großen zeitlichen und baulichen Aufwand zu erhöhen sein (Maßnahmenkombination mit Maßnahme 3: Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Bezüglich der Neuanlage von Extensivgrünland und allgemeiner Aspekte siehe Angaben im allgemeinen Maßnahmenblatt Extensivgrünland.
- Laut GLANDT (2008b) beträgt der Flächenbedarf einer vitalen Moorfrosch-Population mehrere 10 Hektar Gesamtlebensraum.
- Verzicht auf Düngung (RÜCKRIEM et al. 2009), ggf. Aushagerung je nach Ausgangsbedingungen. Entsprechend ist auch eine Entwässerung von Dränagen in die Flächen und ein damit verbundener Nährstoffeintrag zu unterbinden.

- Extensive Beweidung mit Rindern ist laut HARTUNG et al. (1995) und GLANDT (2008b) die beste Bewirtschaftungsform für Grünlandflächen. Durch die extensive Beweidung entwickelt sich ein vielfältiges, bodennahes Strukturangebot, der Viehtritt auf den feuchten Böden bewirkt die Ausbildung zahlloser wassergefüllter Eindrücke, die sich als Refugialbereiche eignen (HARTUNG et al. 1995).
 - Extensive Beweidung mit maximal 0,3 bis 0,5 1 bis 2 GVE/ha (GLANDT 2008b BfN 2014).
- Ist eine Beweidung nicht durchführbar, sollte eine extensive Mahd nach Vorgaben von OPPERMANN & CLAËN (1998) und LICZNER (1999) durchgeführt werden, wenn möglich mit einem Balkenmäher.
 - Nach Angaben von CLAËN et al. (1997) stellt ein angepasstes Mahdsystem mit zeitlich versetzter Mahd, Spätmahdflächen und jährlich ungemähten Flächen Rückzugsgebiete bzw. Regenerationsbereiche für Amphibien bereit.
 - Bei Mahd: späte Mahd im Herbst jährlich bzw. im Abstand von 2-3 Jahren wenn sich die Moorfrösche im Winterquartier befinden (BRANDT & GEBHARD 2008). Da die Aktivität der Moorfrösche lt. HARTUNG (1991), PFEIFER & KINKELE (2005, zitiert in VON BÜLOW et al. 2011) weit in den Oktober reicht, ist eine Mahd ab Anfang November zu empfehlen.
 - Eine Mahd im Sommer sollte, wenn überhaupt, bei trockenem Wetter stattfinden, da sich die Moorfrösche dann aufgrund der dort mikroklimatisch besseren Verhältnisse, in Staudenfluren und Röhrichte zurückziehen (BRANDT & GEBHARD 2008). Hierbei ist die Förderung von ungenutzten Saumstrukturen von Vorteil, da sich die Moorfrösche während des Mahdereignisses (bei trockenen Bedingungen) in den mikroklimatisch begünstigten Saumstrukturen (Stauden, Röhrichte) befinden und somit einem Mahdverlust entkommen (BRANDT & GEBHARD 2008).
- Feuchte Gräben und Wegränder sollten ungenutzt bleiben und somit gewährleisten, dass sich Saumstrukturen (Vegetation aus Stauden und Röhrichtpflanzen) ausbilden, welche dem Moorfrosch mikroklimatisch günstige Rückzugsmöglichkeiten bieten (BRANDT & GEBHARD 2008).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Sicherstellung eines hohen Grundwasserstandes (vgl. Maßnahme Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung).
- Extensive Bewirtschaftung s.o.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Kein Befahren mit schweren Maschinen.
- Es ist sicherzustellen, dass eine ausreichende Zahl an geeigneten Laichgewässern vorhanden ist (vgl. Maßnahme Anlage von (Still)Gewässern).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Feucht- und Nasswiesen lassen sich durch Wiedervernässung kurzfristig herstellen. Extensivierte Weiden werden laut HARTUNG et al. (1995) schneller und intensiver besiedelt als extensive Wiesen, da sich auf Weiden ein kleinräumig, unregelmäßiges Vegetationsmuster einstellt. Die Wirksamkeit der Maßnahme ist innerhalb von 3-5 Jahren zu erwarten.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen nur teilweise Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Qualitäten sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Maßnahme wird einzeln oder in der Kombination mit anderen in der Literatur häufig vorgeschlagen (u.a. RÜCKRIEM et al. 2009, VON BÜLOW et al. 2011). BRANDT & GEBHARD (2008) nennen die Grünland-extensivierung als wohl wichtigste Schutzmaßnahme für den Moorfrosch im Steinhuder Meer in Niedersachsen. Es liegt mindestens ein hinreichender Wirksamkeitsbeleg vor (HARTUNG et al. 1995); widersprüchliche Wirksamkeitsbelege sind nicht bekannt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung (G4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch direkte Bewässerung der Lebensräume (z.B. über die Steuerung der Vorfluter, vgl. FELDMANN 1983) kann eine Erhöhung des Grundwasserspiegels erreicht werden, um somit Landlebensräume und Gewässer zu schaffen bzw. vorhandene zu verbessern und den Ansprüchen des Moorfrosches an das Habitat anzugleichen. Neben aktiver Bewässerung können Wiedervernässungen ehemaliger entwässerter Habitate (z.B. Hochmoorreste, Auwälder) durch den Anstau von Entwässerungsgräben wiedervernässt werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 200 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Am Maßnahmenstandort sollte innerhalb kurzer Zeit ein höherer Grundwasserspiegel erreicht werden können.
- Vorzugsweise Standorte ehemaliger Feuchtwälder.
- Standorte mit zu starker Evapotranspiration (z.B. großflächige Weidenbestände) sind hierbei auszuschließen.
- Hochmoorreste eröffnen bei Wiedervernässung die Möglichkeit für ein erneutes Wachstum von Torfmoosen der Gattung *Sphagnum* (GLANDT 2008a), welche auf natürliche Weise das Mikroklima für den Moorfrosch verbessern.
- Wiedervernässte Bereiche sollten einen ca. 10–30 m breiten Pufferstreifen zu intensiv genutzten Ackerflächen aufweisen (GLANDT 2008b), um die Einfuhr von Düngemitteln und Pestiziden zu vermeiden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Es ist sicherzustellen, dass durch die Erhöhung des Grundwasserspiegels geschaffene Gewässer nicht bzw. nicht vor Ende der Metamorphose der Frösche trocken fallen (BRANDT & GEBHARD 2008).
- Ein Verschluss von Entwässerungsgräben (soweit vorhanden) staut das Grundwasser dauerhaft an (SCHADER 2008).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Eventuell wiederholte Vernässung bei Gefahr der Senkung des Grundwasserstandes.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei zu starken und sich wiederholenden Grundwassersenkungen ist eine Wiederauffüllung aus Kostengründen nicht mehr lohnenswert. Für solche Fälle schlägt BOBBE (2008) alternativ die Anlage von ganzjährig Wasser führenden Flachwassertümpeln vor.
- Zusätzlich können zur kurzfristigen Stützung gefährdeter Populationen Laichgewässer aufgeschoben und aktiv mit Wasser verfüllt werden. Zur langfristigen Hilfe sollte der natürliche Grundwasserstand erhöht werden (vgl. BOBBE 2008).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit dieser Maßnahme ist von den Gegebenheiten vor Ort (Grundwasserstand, Evapotranspiration, Niederschlagsmenge, Bodenverhältnisse und Geologie) abhängig. Grundsätzlich lässt sich der Grundwasserspiegel jedoch recht kurzfristig erhöhen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen nur teilweise Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatsprüchen vor. Angaben zur Besiedlung neuer Gewässer widersprechen sich (VON BÜLOW et al. 2011).
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3 Jahren, entwickelbar.
- Es sind zahlreiche Nachuntersuchungen dokumentiert, die die grundsätzliche Wirksamkeit belegen (vgl. BOBBE 2008, GLANDT 2008b).

Risikomanagement / Monitoring:

~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
~~erforderlich (populationsbezogen)~~
~~bei allen Vorkommen~~
~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Förderung naturnaher Waldentwicklung (W1.6) / Waldumbau (W6) / Einbringen von Stubben und Totholz (W5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Waldentwicklungs- bzw. Waldumbaumaßnahmen ist eine naturnahe Waldentwicklung zu fördern. Die Maßnahme umfasst als kurzfristig wirksame Komponente das aktive Ausbringen von Stubben und Totholz zur Verbesserung des Angebotes von geeigneten Winterverstecken in Verbindung mit einer Nutzungsextensivierung bzw. einem Nutzungsverzicht der Wälder. Zudem sollen zur Erhöhung des Anteils potenzieller Lebensräume reine Nadelwaldbestände in Laubwälder bzw. Mischwälder umgewandelt werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 200 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Die unmittelbare Nähe des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Laichgewässern ist sehr wichtig.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Vor allem die Entwicklung feuchter Wälder (Erlenbruchwälder, feuchte Eichen-Hainbuchenwälder evtl. auch feuchte Kiefernwälder) ist für diese Art optimal, da diese Wälder sowohl Sommer- als auch Winterhabitat darstellen (VON BÜLOW et al. 2011).
- Ein Verschluss von Entwässerungsgräben (soweit vorhanden) staut das Grundwasser dauerhaft an (SCHADER 2008).
- Mittels aktiver Ausbringung von Stubben und totem Baummaterial (Maßnahme Einbringen von Stubben und Totholz) kann die Dichte an liegendem Totholz (potenzielle Winterquartiere) kurzfristig erhöht werden.
- Entfernung standortfremder Gehölze.
- Nutzungsextensivierung bzw. Nutzungsverzicht der Wälder zur nachhaltigen Sicherung einer naturnahen Waldentwicklung.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bruch- und überschwemmte Auwälder sind der Primärlebensraum dieser Art (VON BÜLOW et al. 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Mit der aktiven Ausbringung von Totholz und Stubben kann das Angebot an Winterverstecken kurzfristig erhöht und in Verbindung mit einem Nutzungsverzicht der Wälder gesichert werden. Die Umwandlung von Nadel- zu Laubwäldern wird erst mittel- bis langfristig wirksam. In Verbindung mit einer Anhebung des Grundwasserstandes sind jedoch weitere kurzfristige Habitatoptimierungen zu erwarten.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen nur teilweise Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen und Funktionen sind teilweise kurzfristig erreichbar (Einbringen von Totholz, Nutzungsverzicht, Anhebung des Grundwasserstandes). Waldumbaumaßnahmen werden erst mittel- bis langfristig in vollem Umfang wirksam.
- Es liegen keine Literaturhinweise zu Monitoringuntersuchungen bezüglich dieser Maßnahme vor. Vor dem Hintergrund der Erfahrungen in NRW wird die Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme trotzdem als hoch bewertet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Gewässerpflege (G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bereits besiedelte Gewässer werden durch pflegerische Maßnahmen in Bezug auf die Habitatanforderungen des Moorfrosches optimiert. Die Gewässerpflege umfasst die Freistellung der Gewässer von beschattender Ufervegetation, die Entfernung von eingesetzten Fischen und ggf. Aushub von Laub sowie ggf. die Anlage einer Pufferzone zur Entlastung des Gewässers von Nährstoff- bzw. Biozideinträgen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Das Maßnahmengewässer sollte alle für den Moorfrosch relevanten biotischen und abiotischen Habitatbedingungen aufweisen (s.u.) bzw. diese sollten innerhalb kurzer Zeit entwickelbar sein.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 200 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein, wenn die Gewässer nicht bereits besiedelt sind.
- Vorhandensein von ausreichend großen und gut strukturierten Sommerlebensräumen (je nach Populationsgröße mindestens ein Umfeld von 500-1.000 m) und Winterverstecken (mindestens 1 ha große Waldflächen) in unmittelbarer Umgebung um die Laichgewässer (<200 m)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).

- Komplex aus zahlreichen (>10) Kleingewässern (Tümpel, Kleinweiher) oder einem großen (>1 ha) Einzelgewässer. In Westdeutschland bevorzugt der Moorfrosch vergleichsweise größere Laichgewässer (HÜBNER & SENNERT 1987).
- Verzicht auf Fischbesatz, da der Moorfrosch laut VIERTEL (1980, zitiert in GLANDT 2006) besonders unter Fischprädation leidet.
- Bei der Entfernung von Gehölzen und Binsenaufkommen am Gewässerrand ist gerade bei nährstoffarmen Gewässern auf eine Entfernung der Phytomasse zu achten (GLANDT 2008b, PANKRATIUS 2008).
- Entschlammung und Entfernung von Totholz zur Verbesserung der Wasserqualität (VON BÜLOW et al. 2011, BLUM & SIMON 2008).
 - Bei der Entschlammung ist die Abfolge und Lage der wasserspeisenden und wasserstauenden Schichten zu ermitteln, damit die für Kleingewässer wichtige Stauschicht nicht durch die Entschlammung durchstoßen wird (BERGER et al. 2011).
- Schaffung von Flachwasserzonen und gut strukturierten Verlandungszonen (Anteil besonnter Flachwasserzonen 70 % am Gesamtflächenanteil (PAN & ILÖK 2010)), die zum Schutz der Kaulquappen mit Binsen oder Seggen bestanden sind (HANSBAUER & PANKRATIUS 2008, PANKRATIUS 2008). Flache Gewässer werden bevorzugt (FISCHER & PODLOUCKY 2008), jedoch muss bis Juli ein durchgehend hoher Wasserstand gewährleistet sein (BOBBE 2003a, VON BÜLOW et al. 2011).
- Die winterliche Entfernung von Schilf und Rohrkolben fördert das Aufkommen von Seggen- und Binsenbeständen (PANKRATIUS 2008).
- Die extensive Beweidung (1–2 GVE/ha) der Gewässerränder und des Gewässerumfeldes verhindert die Verbuschung und somit die Beschattung der Laichgewässer (BRAND & GEBHARD 2008, GLANDT 2008b).
 - Aufgrund eines potenziell hohen Nährstoffeintrags durch das Vieh sollte eine Vielzahl von Gewässern vorhanden sein, um diesen Effekt zu minimieren. Ansonsten sind die Einzäunung und Freistellung der Gewässer per Hand zu empfehlen.
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemittel und Insektiziden mittels eines 10–50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten extensiv genutzten Uferrandstreifens bzw. absoluten Düngungsverzichts in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).
- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Verhinderung der Beschattung der Laichgewässer und falls erforderlich eine wiederkehrende Entnahme von Fischen oder Laub.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Es können naturschutzinterne Zielkonflikte mit anderen Arten oder Lebensraumtypen auftreten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässerpflegemaßnahmen sind kurzfristig innerhalb von 1-3 Jahren wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen nur teilweise Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Qualitäten sind kurzfristig entwickelbar (1-3 Jahre).
- Die Maßnahme wird einzeln, oder in der Kombination mit anderen in der Literatur häufig vorgeschlagen (u.a. RÜCKRIEM et al. 2009, VON BÜLOW et al. 2011). Wissenschaftliche Belege in Form eines Monitoring von Gewässeroptimierungsmaßnahmen sind nicht bekannt. Die Plausibilität der Maßnahme(n) wird im Analogieschluss jedoch als hoch bewertet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Moorfrosch stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme Anlage neuer (Still)Gewässer besitzt wie bei allen Amphibien die höchste Priorität.

Quellen:

Baker, J.; Beebee, T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Bast, H.D. & V. Wachlin (2004): *Rana arvalis* (Nilsson, [1842]) – Moorfrosch. bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz – FKZ 3507 82 080. – Hannover, Marburg.

Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Von Bülow, B.; Geiger, A. & M. Schlüpmann (2011): Moorfrosch – *Rana arvalis*.- In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 1. S. 723 – 762.

Blum, S. & L. Simon (2008): Die Situation des Moorfrosches (*Rana arvalis*) in Rheinland-Pfalz: Artenschutzkonzept und Maßnahmen für eine akut vom Aussterben bedrohte Art. In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 367 – 376.

Bobbe, T. (2003a): Bewertungsrahmen Moorfrosch - Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), 63517 Rodenbach.

Bobbe, T. (2003b): Die Situation des Moorfrosches *Rana arvalis* in Hessen (Anhang IV der FFH-Richtlinie) - Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach.

Bobbe, T. (2008): Erfahrungen und praktische Hinweise zur Pflege eines von Sukzession und Wasserstandsschwankungen bedrohten Moorfrosch-Habitats (*Rana arvalis*) in Südhessen. In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 377 – 386.

Brandt, T. & A. Gebhard (2008): Bestandszunahme des Moorfrosches (*Rana arvalis*) in den Meerbruchswiesen am Steinhuder Meer, Niedersachsen, infolge von Schutzmaßnahmen. In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 387 – 398.

Büchs, W. (1987a): Zur Laichplatzökologie des Moorfrosches (*Rana arvalis* Nilsson) im westlichen Münsterland mit besonderer Berücksichtigung der Wasserqualität und ihrer Beziehung zur Verpilzung der Laichballen. – Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Beiheft 19: 81–95.

Büchs, W. (1987b): Aspekte der Populationsökologie des Moorfrosches (*Rana arvalis* Nilsson): Ergebnisse der quantitativen Erfassung eines Moorfroschbestandes im westlichen Münsterland. – Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Beiheft 19: 97–110.

Claßen, A.; Liczner, Y. & R. Oppermann (1997): Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Sicherung und Wiederaufbau von Amphibienpopulationen im Feuchtgrünland – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen: 125 S.

- Feldmann, R. (1983): Artenhilfsprogramm Moorfrosch (*Ranidae: Rana arvalis*). – Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 29: 4 S.
- Fischer, C. & R. Podloucky (2008): Verbreitung und aktuelle Situation des Moorfrosches (*Rana arvalis*) in Niedersachsen. In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 399 – 410.
- Glandt, D. (1995): Moorfrosch – *Rana a. arvalis* Nilsson 1842. – In Glandt, D., A. Kronshage, H.O. Rehage, E. Meier, A. Kemper & F. Temme (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien des Kreises Steinfurt. Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 5:77-123.
- Glandt, D. (2006): Der Moorfrosch – Einheit und Vielfalt einer Braunfroschart. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 10: 160 S.
- Glandt, D. (2008a): Der Moorfrosch (*Rana arvalis*): Erscheinungsvielfalt, Verbreitung, Lebensräume, Verhalten sowie Perspektiven für den Artenschutz In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 11 – 34.
- Glandt, D. (2008b): Praktische Schutzmaßnahmen für den Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Effizienzkontrolle im Naturschutzgebiet „Fürstenkuhle“, Nordwestdeutschland. In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 411 – 430.
- Günther, R. & H. Nabrowsky (1996): Moorfrosch – *Rana arvalis* Nilsson, 1842. In: Günther, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena. S. 365 - 388.
- Hansbauer, G. & U. Pankratius (2008): Verbreitung und Bestandessituation des Moorfrosches (*Rana arvalis*) in Bayern. In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 443 – 454.
- Hartung, H. (1991): Untersuchungen zur terrestrischen Biologie von Populationen des Moorfrosches (*Rana arvalis* Nilsson 1842) unter besonderer Berücksichtigung der Jahresmobilität. – Dissertation Universität Hamburg.
- Hartung, H., Heuser, J. & D. Glandt (1995): Untersuchungen zum Einfluss von Extensivierungsmaßnahmen in der Agrarlandschaft auf eine Population des Moorfrosches (*Rana arvalis*), mit Berücksichtigung weiterer Anurenarten. – Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 5: 9–22.
- Hübner, T. & G. Sennert (1987): Verbreitung und Ökologie des Moorfrosches (*Rana arvalis* Nilsson, 1842) im nördlichen Rheinland. – Schriftenreihe Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen, Beiheft 19: 43–51.
- Kronshage, A., Monzka, M., Mutz, T. Niestegge, C. & M. Schlüpmann (2009): Die Amphibien und Reptilien in Naturschutzgebiet Heiliges Meer (Kreis Steinfurt, NRW). – Abhandlung aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde , 71 (4).
- Liczner, Y. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). RANA Sonderheft 3: 67 – 79.
- Oppermann, R. & A. Classen (1998): Naturverträgliche Mähtechnik – Moderne Mähgeräte im Vergleich - Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen im NABU Deutschland (Hrsg.): Grüne Reihe, 1. Auflage.
- Pankratius, U. (2008): Der Moorfrosch (*Rana arvalis*) im Aischgrund in Mittelfranken, Bayern. In: Glandt, D. & R. Jehle (Hrsg.): Der Moorfrosch / Moor Frog (*Rana arvalis*). Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie 13. Laurenti Verlag. S: 477 – 496.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro Für Angewandten Naturschutz GmbH München & Institut Für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Pfeifer, F. & Kinkele, J. (2005): Moorfrosch – Heikikker *Rana arvalis* (Nilsson, 1842). In: Arbeitskreis Herpetofauna Kreis Borken (Hrsg.): Amphibien und Reptilien im Kreis Borken: 100-107.-Vreden (Biologische Station Zwillbrock).
- Pracht, A. (1988): Zur Situation der Amphibien und Reptilien des Rheinlandes: Der Moorfrosch (*Rana arvalis* Nilsson, 1842) – Rheinische Heimatpflege – 25. Jahrgang, S.120 – 124.
- Rückriem, C.; Steverding, M. & D. Ikemeyer, (2009): Planungshilfe Artenschutz- Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus-Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.
- Schader, H. (2008): AK Herpetofauna. „Amphibienparadiese“ Mechtersheimer Rheinaue und Rußheimer Altrhein – eine Chance für den Moorfrosch? – GNOR Info Nr. 107, Oktober 2008.
- Scheske, C. (1986): Habitatansprüche zweier gefährdeter Arten: Moorfrosch (*Rana arvalis*) und Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*). – Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz, Heft 73 (1986): 191 – 196.
- Simon, L. & H. Schader (1996): Moorfrosch – *Rana arvalis* (Nilsson, 1842). In: Bitz, A.; Fischer, K.; Simon, L.; Thiele, R. & M. Veith (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Landau. S. 249 - 262.

3.9 Schlingnatter (*Coronella austriaca*)

Schlingnatter *Coronella austriaca* ID 106

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte umfasst den gesamten Habitatkomplex, da Paarung und Geburt in der Umgebung der Überwinterungsgebiete bzw. Jagdgebiete erfolgen. Diese können einige hundert Meter voneinander entfernt liegen, so dass hindernisfreie Wanderkorridore essenzielle Teilhabitate darstellen. Die genaue Abgrenzung muss im Einzelfall ermittelt werden.

Ruhestätte: Da sich Winterquartiere und Tagesverstecke über den gesamten Habitatkomplex verteilen, ist dieser insgesamt als Ruhestätte anzusehen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Alle Schlingnattern eines nach Geländebeschaffenheit und Strukturierung räumlich klar abgegrenzten Gebietes.
- Getrennte lokale Populationen liegen räumlich mehr als 500 m voneinander entfernt und sind durch schwer überwindbare Strukturen (intensives Ackerland, Straßen u. ä.) getrennt (GRODDECK 2006, zitiert in RUNGE et al. 2009).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung (vgl. auch BUßMANN et al. 2011).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bevorzugung offener bis halboffener Lebensräume mit mosaikartiger heterogener Vegetationsstruktur und steiniger bis felsiger, schnell austrocknender Standorte (Bahndämme, Steinbrüche, Halbtrockenrasen, Abgrabungen, Weinberge, Schonungen, Kiefernwälder, Waldränder, Wegböschungen, Magerrasen; GÜNTHER & VÖLKL 1996, SCHAARSCHMIDT & WACHLIN 2004, NICOLAY & ALFERMANN 2003, SCHLÜPMANN et al. 2006, BUßMANN et al. 2011, <http://arten.deinfo.eu/elearning/reptilien/speciesportrait/2801>).
- Mikroklimatisch begünstigte Flächen (Südlagen).
- Wärmespeichernde, nährstoffarme Substrate (offenes Gestein, offener Fels, Rohboden, offene Sandflächen, aber auch dunkle Rohhumusflächen z.B. an Moorrändern).
- Sonnenplätze aus Gründen der Thermoregulation in Verzahnung mit halbschattigen Gebüschern bzw. Schattenplätzen (BUßMANN et al. 2011).
- Ausreichende Anzahl an Beutetieren wie Kleinsäugetern (Spitzmaus, Wühlmaus u.ä.) sowie Blindschleichen, Wald-, Zaun- und Mauereidechsen (SCHLÜPMANN et al. 2006).
- Sonnige, spaltenreiche Stein- oder Felsstrukturen als Winterquartier.
- Altgrasbestände
- Liegendes Totholz und Baumstubben

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Schlingnatter ist eher als ortstreu einzustufen (BUßMANN et al. 2011). Eine gute Vernetzung ist bei einer räumlichen Entfernung zum nächsten Schlingnattervorkommen von weniger als 200 m gegeben (PAN & ILÖK 2010). GRODDECK (2006, zitiert in RUNGE et al. 2009) spricht von einer schlechten Vernetzung und somit getrennten lokalen Individuengemeinschaften bei einer Entfernung von mehr als 500 m zu dem nächsten besiedelten Bereich.
 - Von insgesamt 29 Schlingnattern, die bei Beobachtungen im Recker Moor und Wiethmarscher Venn wieder gefunden wurden, hatten nur wenige Individuen Ortswechsel vorgenommen, die aber alle eine Entfernung von etwa 50m nicht überschritten (BUßMANN et al. 2011).

- Günstig sind deckungsreiche und hindernisfreie Wanderkorridore zur optimalen Vernetzung der Lebensräume (z.B. naturnahe, offene Waldsäume von ca. 10 - 20 m Breite, s. BfN 2011).
- Die Mindestgröße eines Schlingnatter-Lebensraums ist nicht exakt anzugeben, da die Habitatqualität die Besiedlungsdichte mitbestimmt (VÖLKL 1991). Für den nordeuropäischen Raum werden Reviergrößen von bis zu 2,3 ha für Männchen und 1,7 ha für Weibchen angegeben (vgl. STRIJBOSCH & VAN GELDER 1993, KÄSEWIETER 2002). Eine gesunde Schlingnatterpopulation braucht Lebensraumkomplexe von vermutlich 50 ha an aufwärts (DUSEJ & MÜLLER 2004). Die Reviergröße schwankt jedoch beträchtlich, da sie stark von der Größe der genutzten Teillebensräume und der Beutetierdichte abhängig ist (VÖLKL & KÄSEWIETER 2003).
- Die von VÖLKL & KÄSEWIETER (2003:101) am häufigsten ermittelten Abundanzen bewegten sich zwischen 1-3 Tieren / ha. Laut VÖLKL (1991) beträgt die Mindestgröße einer gesunden Population 50 Tiere. Lt. PAN & ILÖK (2010) ist bei einem Vorkommen von mehr als 5 Tieren in einem Habitatkomplex von einem hervorragenden Populationszustand auszugehen.

Sonstige Hinweise

- In RLP besiedelt die Schlingnatter auch Weinberge. Die Durchführung u. g. Maßnahmen ist daher auch für Weinbergflächen geeignet.

Maßnahmen

1. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1) / Anlage von Ackerbrachen (O2.2) / Entwicklung von Magerrasen und Heidegebieten (O4.2/O4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung strukturreicher und extensiv genutzter landwirtschaftlicher Flächen durch Etablierung von Ackerbrachen, Extensivgrünland, Magerrasen und Heidegebieten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Maßnahmenstandort sollte in unmittelbarer Nähe (max. 200 m Entfernung) zu besiedelten Habitaten liegen (PAN & ILÖK 2010).
- Die Vorbelastung des Maßnahmenstandorts mit Bioziden und Düngemitteln sollte möglichst gering sein.
- Insbesondere eutrophierte Standorte sind für eine Neuschaffung von Lebensräumen ungeeignet, da die Sukzession den Lebensraum in kürzester Zeit zuwachsen lässt (SCHLÜPMANN & GEIGER 1999, SCHLÜPMANN et al. 2011).
- Gegenüber Ackerflächen ist ein ausreichender Pufferstreifen (mind. 50 m) einzuplanen.

Anforderung an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Mindestens 1 ha (fachgutachterliche Einschätzung). Laut VÖLKL & KÄSEWIETER (2003) sollte pro Individuum 1 – 3 ha Habitatfläche zur Verfügung stehen.
- Die Vegetationshöhe sollte laut CLAUSNITZER (1989, zitiert in PODLOUCKY & WAITZMANN 1993) 30 – 50 cm betragen.
- Ca. 70% der Fläche sollte Südost bis Südwest exponiert und unbeschattet sein (PAN & ILÖK 2010).
- Grundausrüstung mit mehr als 10 geeigneten Sonnenplätzen (freiliegende Stein- und Holzstrukturen) pro ha.
- Ggf. Einbringung von Totholz und Gesteinsaufschüttungen.

- Schaffung und Förderung von Krautsäumen.
- Bevorzugt extensive Beweidung der Flächen, so dass mosaikartige, kleingegliederte Lebensräume entstehen.
- Bei der Nutzung/Pflege durch Mahd sollte auf einen Einsatz eines Balkenmähers mit einer Schnitthöhe von > 15 cm geachtet werden (BfN 2010).
- Pflegemahd nur im Winter, auf wüchsigen Standorten im Einzelfall alternativ hochsommerliche Mahd in wechselnden Abschnitten.
 - Aufgrund der regional sehr unterschiedlichen Paarungszeiten und Tragzeiten der Schlingnatter kann kein günstiger Mahdzeitpunkt festgelegt werden. ECKSTEIN et al. (1996, zitiert in BUßMANN et al. 2011) empfehlen die Mahd von Böschungen außerhalb der Vegetationszeit.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- extensive Nutzung / Pflege wie oben beschrieben.
- Entfernung von Gehölzen (Entbuschung).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Eine kleinräumige, mosaikartige Gliederung des Lebensraums ist für diese Art prioritär.
- Auf eine enge räumliche Vernetzung der Teillebensräume (Sommerlebensraum, Verstecke, Winterquartiere) ist zu achten (VÖLKL 1991).
- Es können Zielkonflikte mit (angrenzenden) Nutzern / Besitzern auftreten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die zeitliche Entwicklungsdauer ist abhängig von der Beschaffenheit der Ausgangsfläche. Bei nicht zu intensiv genutzten Ausgangsflächen ist eine kurzfristige Wirksamkeit der Maßnahme nach 2 – 5 Jahren gewährleistet.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie der Art ist sehr gut bekannt.
- Die Maßnahme ist bei günstigen Ausgangsbedingungen kurzfristig wirksam.
- Erfolgsbelege dieser Maßnahme fehlen, sie wird jedoch in der Literatur vielfach vorgeschlagen (VÖLKL & KÄSEWIETER 2003, BfN 2010). Die Plausibilität der Maßnahme(n) wird im Analogieschluss als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern (O4.4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von Ruhe-, Sonn- und Versteckplätzen sowie Winterquartieren durch die Anlage von Hang- und Stützmauern / Trockenmauern.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Die Maßnahmenfläche muss im räumlich-funktionellen Zusammenhang barrierefrei (Gewässer, Straßen) zu besiedelten Habitaten liegen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Die angelegten Mauern sollen möglichst süd exponiert sein.
- Auf eine Verfüllung der Mauerritzen oder auf eine Verfugung muss gänzlich verzichtet werden, um genügend Hohlräume und Versteckmöglichkeiten zu bieten.
- Der Sockel der Mauer muss eine gute Wasserableitung aufweisen und im Winter frostfrei sein (Überwinterung).
- Von einer Bepflanzung ist abzusehen, jedoch erhöht teilweiser Bewuchs (lt. BfN (2011) 10% mit Brombeere oder Efeu) die Versteckmöglichkeiten und fördert die Anwesenheit von potentiellen Beutetierarten (Zauneidechsen, Blindschleichen).
- Erhalt bzw. Förderung von Krautsäumen (1,5 m Breite) am Mauerfuß und an der Mauerkrone (Mahd nur im Winter).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Freistellung von Trockenmauern bzw. Hang- und Stützmauern (Entbuschung) zur Verringerung der Beschattung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Durch die Anlage von Trockenmauern bzw. Steinriegeln erfahren weitere Reptilien (Blindschleiche, Zauneidechse) und andere potenzielle Beutetiere eine Optimierung ihres Lebensraums. Nur dort, wo ausreichend große Populationen potenzieller Beutetiere bestehen, kann sich die Schlingnatter etablieren (SCHLÜPMANN et al. 2006).
- Neben der Neuanlage von Trockenmauern spielt die Restaurierung von bestehenden Mauern eine große Rolle. Eine Sanierung sollte „nach altem Vorbild“ erfolgen (kein Verfugen, keine spaltenlosen Betonmauern). Bei Freistellung von Trockenmauern sollten etwa 10 % des Bewuchses als Versteckmöglichkeit erhalten bleiben (BfN 2011).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Umsetzung der Maßnahme kann kurzfristig erfolgen. Bei Einhaltung der definierten Rahmenbedingungen ist im Regelfall von einer schnellen Besiedlung mit potenziellen Nahrungstieren und damit von einer kurzfristigen Besiedlung der Schlingnatter (innerhalb von 2- 5 Jahren) auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar und kurzfristig wirksam.
- Erfolgskontrollen dieser Maßnahme belegen die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit (vgl. DUSEJ & MÜLLER 2004, KOSLOWSKY et al. 2007).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Anlage von Gesteinsaufschüttungen (O4.4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage einer Aufschüttung aus grobem Steinmaterial.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Die Maßnahme muss im räumlich-funktionalem Zusammenhang der Population ohne Barrieren (Straßen, Flüsse etc.) liegen.
- Die Steinhäufen müssen an offenen, nährstoffarmen Stellen angelegt werden, um ein zu schnelles Zuwachsen zu vermeiden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Die Höhe der Gesteinsschüttung sollte mindestens 1 – 1,5 m betragen.
- SVS (2006) empfiehlt bei der Anlage von Steinhäufen eine Mindestgrundfläche von 10 m².
- Vor der Errichtung der Gesteinsschüttung sollte der Untergrund mit nährstoffarmen und gut drainierten Substrat (Kies) verfüllt werden.
- Ideal ist eine Süd- bis Südwestexposition (BUßMANN et al. 2011).
- Es ist autochthones Gesteinsmaterial zu verwenden.
- Die Korngröße sollte zwischen 10 und 30 cm liegen, um eine ausreichende Zahl an Ritzen und Gängen herzustellen.
- Eine erreichbare Tiefe von mindestens 100 cm ist Grundvoraussetzung für eine frostfreie Überwinterung.
- Der nordexponierte Teil der Gesteinsschüttung kann mit nährstoffarmem Substrat überdeckt werden, um eine leichte pflanzliche Bedeckung zu gewährleisten (mit pflegerischen Maßnahmen verbunden).

4. Steuerung der Sukzession (O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Vergrößerung bestehender Habitate durch rotierende Pflegemaßnahmen zur Schaffung eines Flächenmosaiks mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien. Die Steuerung der Sukzession kann neben der Freistellung von beschatteten Flächen und Gesteinsschüttungen auch die Entwicklung von lichten und strukturreichen Gehölzrändern (Ökotope) einschließen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Vor dem Hintergrund der Erfahrungen aus NRW sollte die Maßnahme möglichst an folgenden Standorten durchgeführt werden: Freileitungstrassen, Lichtungen im Wald, Magerrasen- und Heidestandorten, stillgelegten Bahnlinien und Abgrabungen.
- Die Maßnahmenfläche sollte in unmittelbarer Nähe (max. Entfernung 200 m) zum besiedelten Habitat liegen (PAN & ILÖK 2010).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Zur Flächengröße und Struktur vgl. Maßnahme O1.1 und O2.2 unter 1.1.
- Freistellung der Standorte über Handmähd bzw. mit Balkenmäher (Mähdhöhe > 15 cm).
 - Bei zu stark bewachsenen Standorten (vgl. RICONO et al. 2006) kann ein Abplaggen („Abschälen“ des dicht bewurzelten Oberbodens) eine für die Art positive Veränderung in der Struktur der Vegetation bewirken (z.B. Förderung von Heidelandschaften oder Entwicklung von Rohbodenstandorten).
- Förderung von lichten, strukturreichen Gebüsch.
- Herstellung eines kleinflächig mosaikartig strukturierten Lebensraums.
- Zur Aushagerung der Standorte ist das Mäh- und Schnittgut abzufahren.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entfernung von Gehölzen und Freistellung von beschatteten Standorten

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Neben der Sukzessionssteuerung sollten weitere Maßnahmen zur Strukturierung des Lebensraumes vollzogen werden (Anlage von vegetationsarmen Flächen/Strukturen, vgl. Maßnahmen unter 1.2 und 1.3) (vgl. RICONO et al. 2006).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die zu erreichenden Strukturen sind kurzfristig herstellbar (< 1 Jahr) und wirksam (1-3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind überwiegend kurzfristig wirksam.

- RICONO et al. (2006) berichten über die erfolgreiche Schlingnatterbesiedlung einer Leitungstrasse im Wald. An den Rändern zu den angrenzenden Waldflächen wurden bestehende Saumstrukturen zum Teil verbreitert und durch gelegentliche Mahd offen gehalten. Die Artökologie macht eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- ~~erforderlich (maßnahmenbezogen)~~
 - ~~erforderlich (populationsbezogen)~~
 - ~~bei allen Vorkommen~~
 - ~~bei landesweit bedeutsamen Vorkommen~~
 - ~~bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten~~
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Freistellung von Felshabitaten / Entbuschung (O5.4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Freistellung von zugewachsenen besiedelten und potenziellen Felshabitaten in Steinbrüchen und an natürlichen Felsen. Wärmebegünstigte, südexponierte Felsen sind in NRW zumindest in der Eifel und im Siebengebirge zwar seltene, aber dennoch sehr bedeutende Lebensräume (BUßMANN et al. 2011).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Die Maßnahmenfläche sollte in unmittelbarer Nähe (max. Entfernung 200 m) zum besiedelten Habitat liegen.
- Insbesondere wärmebegünstigte südexponierte Felsbereiche.
- Ausreichende Nahrungsgrundlage oder Potenzial zu deren Entwicklung.

Anforderung an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Entsprechend der von VÖLKL & KÄSEWIETER (2003) am häufigsten ermittelten Abundanzen von 1-3 Tieren / ha und der Einschätzung von PAN & ILÖK (2010), dass bei einem Vorkommen von 2-4 Tieren in einem Habitatkomplex von einem guten Populationszustand auszugehen ist, wird eine Gesamtmaßnahmenfläche (einschließlich angrenzender geeigneter lichter Laubwälder / Gebüsche) von mindestens 1ha vorgeschlagen.
- Ein Bewuchs sollte zur Erhaltung von Nahrungsgrundlagen auf ca. 10% der Felswand / Steinbruchwand erhalten bleiben.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entfernung von Gehölzen in regelmäßigen Abständen (etwa alle 5-10 Jahre), spätestens wenn die bewachsene Fläche über 40 % der Gesamtfläche steigt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein kleinräumiges Mosaik von besonnten und beschatteten Verstecken sollte weiterhin gegeben sein.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Freistellung von Felsen / Steinbruchwänden von Gehölzen ist kurzfristig umsetzbar (< 1 Jahr).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die hergestellten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig wirksam.
- Wirksamkeitsbelege dieser Maßnahme liegen nicht vor. Sie ist jedoch in Bezug auf die Artansprüche plausibel und wird auch vorgeschlagen (BUßMANN et al. 2011). In Bezug auf direkt räumlich angrenzende Vorkommen wird von einer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit ausgegangen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Schlingnatter stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme O2.2 / O1.1: Die „Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland“ / „Anlage von Ackerbrachen“ hat gegenüber den anderen Maßnahmen eine geringere Priorität.

Quellen:

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): http://www.ffh-anhang4.bfn.de/erhaltung-schlingnatter.html?&no_cache=1. Abruf 07.03.2011.

Bußmann, M.; Dalbeck, L.; Hachtel, M. & T. Mutz (2011): Schlingnatter – *Coronella austriaca*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 2. S. 1081 – 1106.

Dusej, G. & Müller, P. (2004): Aktionsplan Schlingnatter (*Coronella austriaca*). Artenschutzmassnahmen für gefährdete Tierarten im Kanton Zürich. www.aln.zh.ch/.../ap.../schlingnatter/.../Coronella_austriaca_AP.pdf. Abruf 03.05.2011.

Eckstein, H-P.; Mönig, R. & K. Ricono (1996): Schutzprogramm für die Schlingnatter in Wuppertal. – LÖBF-Mitteilung Nr.3 (1996): 60 - 62

Glandt, D. (1986): Artenhilfsprogramm Glatt- und Schlingnatter (Colubridae: *Coronella austriaca*). – Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 70, Landesamt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW, Recklinghausen. 4 S.

Günther, R. & W. Völk (1996): Schlingnatter – *Coronella austriaca* LAURENTI, 1758. In: Günther, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena: S. 631 – 646.

Käsewiter, D. (2002): Ökologische Untersuchungen an der Schlingnatter (*Coronella austriaca* LAURENTI; 1768). – Bayreuth (Univ. Bayreuth, Lehrstuhl Tierökologie I): 111 S.

Koslowsky, S.; Waldenmeyer, G. & T. Lipp (2007): Erfolgskontrolle von Kompensationsmaßnahmen für ausgewählte Reptilienarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie in Baden-Württemberg. – UVP Report 21 Ausgabe 3. http://www.mic.de/data/UVP_Report.pdf. Abruf 03.05.2011.

Nicolay, H. & Alfermann, D. (2003): Artensteckbrief Schlingnatter *Coronella austriaca* (LAURENTI, 1769). Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 5S.

PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.

Podloucky, R. & M. Waitzmann (1993): Lebensraum, Gefährdung und Schutz der Schlingnatter (*Coronella austriaca* LAURENTI 1768) im Nordwestdeutschen Tiefland und in den Mittelgebirgslagen Südwestdeutschlands. Mertensiella 3: 59 - 75.

Ricono, K.; Henf, M.; Geiger, A.; Mönig, R.; Jaehring C. & J. Kleppe (2006): 10 Jahre Schutzprogramm für die Schlingnatter in Wuppertal. – Ansatz zum praktischen Umgang mit einer Anhang IV-Art der europäischen FFH-Richtlinie. LÖBF-Mitteilung Nr.3 (2006): 17 – 23.

Runge, H.; Simon, M. & Widdig, T. (2009): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz – FKZ 3507 82 080. – Hannover, Marburg.

Schaarschmidt, T. & Wachlin, V. (2004): *Coronella austriaca* (LAURENTI, 1768). http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_coronella_austriaca.pdf. Abruf: 08.03.2011.

Schlüpmann, M. & Geiger, A. (1999): Rote Liste der gefährdeten Kriechtiere (Reptilia) und Lurche (Amphibia) in Nordrhein-Westfalen. In Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung u. Forsten/Landesamt f. Agrarordnung Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in Nordrhein-Westfalen. – LÖBF-Schriftenreihe, Recklinghausen 17: 375-404.

Schlüpmann, M., Geiger, A. & C. Willigala (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 10: 127 – 164.

Schlüpmann, M.; Mutz, T.; Kronshage, A.; Geiger, A. & Hachtel, M. unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (2011): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. In: LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. – LANUV-Fachbericht, Recklinghausen 36, Band 2: 159-222.

Schweizer Vogel Schutz SVS / Birdlife Schweiz (2004): Kleinstrukturen - Praxismerkblatt 2 Steinhäufen. <http://www.birdlife.ch/pdf/steinhaufen.pdf>. Abruf 28.04.2011.

Strijbosch, H. & Van Gelder, J.J. (1993): Ökologie und Biologie der Schlingnatter, *Coronella austriaca* LAURENTI, 1768 in den Niederlanden. – Mertensiella 3: 39-58.

Völkl, W. (1991): Habitatansprüche von Ringelnatter (*Natrix natrix*) und Schlingnatter (*Coronella austriaca*): Konsequenzen für Schutzkonzepte am Beispiel nordbayerischer Populationen. Natur und Landschaft 66: 444 – 448.

Völkl, W. & Käsewieter, D. (2003): Die Schlingnatter – ein heimlicher Jäger. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 151 Seiten.

3.10 Springfrosch (*Rana dalmatina*)

Springfrosch *Rana dalmatina* ID 103

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung finden vollständig im Laichgewässer statt. Somit kann man die Laichgewässer inklusive der direkten Uferzone als Fortpflanzungsstätte abgrenzen.

Ruhestätte: Der terrestrische Lebensraum kann sich in einiger Entfernung zum Laichplatz befinden (HACHTEL 2011). Sommerliche sowie winterliche Ruhestätten des Springfrosches sind häufig mehr als 1.000 m von den Laichgewässern entfernt.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- lokale Population (Reproduktionsgemeinschaft) am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis < 1.000 m Entfernung
- Wanderung innerhalb eines Vorkommens liegen laut BLAB (1978, zitiert in HACHTEL 2011) zwischen 100 – 1.600 m. KNEITZ (1998, zitiert in HACHTEL 2011) stellte Wanderungen von 250 m bis 1.000 m (Jungtiere) fest. Fernausbreitungen bis zu 2.000 m sind nur von EISERMANN (2009, zitiert in HACHTEL 2011) bekannt. LIPPUNER et al. (2011) stellt Wanderungen von 200 m fest. Der Median dieser Werte beträgt 850 m. PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von < 1.000 m zur nächsten Population an.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Als silvicole Art bewohnt der Springfrosch Laubwälder verschiedenster Ausprägung, vor allem aber wärmebegünstigte, kraut- und staudenreiche sowie lichte Laubwälder mit Altholzbeständen (PAN & ILÖK 2010; BRANDT & FEUERRIEGEL 2004; NÖLLERT & NÖLLERT 2002, zitiert in BOBBE 2003; JOGER 1997, SIMON 1996). Häufig werden jedoch auch Ackerbrachen und Ackerränder, Ruderal- und Grünlandbrachen in Waldnähe (HACHTEL 2011, KUHN & SCHMIDT-SIBETH 1998) besiedelt.
 - Aufgesucht werden besonnte Lichtungen, Wegränder, Sturmholzflächen oder Waldränder (vgl. LIPPUNER et al. 2011).
 - Der Sommerlebensraum weist laut STÜMPEL & GROSSE (2005) einen Deckungsgrad von 70 – 100% Wald, eine ausgeprägte Krautschicht und einen hohen Totholzanteil (STÜMPEL 2000, zitiert in BAST & WACHLIN 2004) auf.
- Als Laichhabitat dienen kleine bis mittelgroße (>10 bis < 5000 m²), eutrophe Waldtümpel, Weiher und Teiche mit gut entwickelter Röhricht- und Schwimmpflanzenvegetation (BRANDT & FEUERRIEGEL 2004, HACHTEL 2011).
 - LIPPUNER & ROHRBACH (2009) stellten eine starke Präferenz für warme, stehende Gewässer mit Tümpelcharakter fest, daher sind laut BLAB (1986, zitiert in GÜNTHER et al. 1996) flach auslaufende, sonnenexponierte Uferbereiche wichtig.
 - hoher Anteil an Flachwasserbereichen (>70 %) an den Laichgewässern (PAN & ILÖK 2010)
 - Eine hohe Anzahl an vertikalen Strukturen in den Laichgewässern (Rohrkolben, Binsen etc.) und in den Flachwasserbereichen von Laichgewässern (PAN & ILÖK 2010) ist wichtig. Schwimmpflanzen und vertikale Strukturen sind für die Eiablage unabdingbar, wobei der Abstand zwischen Laichablageplatz und der Wasseroberfläche ca. 10 – 40 cm beträgt (EISERMANN 2009).

- Der pH-Wert liegt idealerweise zwischen 6 und 7 (BOBBE 2003).
- Tagesverstecke sind Baumstubben und Kleinsäugergänge (KUHN & SCHMIDT-SIBETH 1998), wobei laut STÜMPEL & GROSSE (2005) vor allem Gebüsche, Hochstauden, Farne und Totholz als Tagesverstecke genutzt werden.
- Geschlossene Fichtenforste mit hoher Nadelschicht (KUHN & SCHMIDT-SIBETH 1998) und Nadelforste mit einem Deckungsgrad unter 70 % werden gemieden (STÜMPEL & GROSSE 2005).
- hoher und gleichbleibender Grundwasserspiegel
- Im Radius von 500 m um ein Laichgewässer sollten die Landhabitats zu > 50 % optimal für den Springfrosch ausgebildet sein (PAN & ILÖK 2010).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Sommer- und Winterquartiere sind in der Regel mehrere 100 m bis zu 2 km von den Laichgewässern entfernt (BAST & WACHLIN 2004, EISERMANN 2009). Springfrösche haben einerseits eine starke Laichplatzbindung (CARL 1999), besiedeln andererseits aufgrund ihrer hohen Wanderfreudigkeit und der häufig großen Entfernung zwischen Winter- und Laichhabitats aber auch neu angelegte Gewässer sehr schnell (vgl. LIPPUNER & ROHRBACH 2009). Entsprechend wird für die Neuanlage von Habitats eine Entfernung von in der Regel nicht mehr als 850 m (Median-Wert) empfohlen.

Sonstige Hinweise

- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Springfrosch vor (<https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/lurche/springfrosch/> Abruf 23.01.2018)

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)Gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage von unterschiedlich großen, waldnahen bzw. innerhalb des Waldes gelegenen Gewässern mit ausgedehnten Flachwasserbereichen und einem hohen Anteil an vertikalen Strukturen (Äste, Rohrkolben, Binsen etc.) innerhalb der Gewässer.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Innerhalb geeigneter Laubwälder (warme, lichte Laubwälder) bzw. in direkter Nähe zu diesen. Die Erreichbarkeit (vgl. LIPPUNER & ROHRBACH 2009) geeigneter Laubwälder muss über Saumstrukturen, Waldrand, Baum- und Gebüschgruppen oder anderen idealen Sommerlebensräumen bzw. Wanderkorridoren gewährleistet sein.
- Außerhalb des Waldes gelegene Gewässer sollten eine gute Konnektivität aufweisen (linienhafte Strukturen wie Hecken).

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Die Gewässergröße spielt laut GÜNTHER et al. (1996) keine besondere Rolle, vielmehr ist die Nähe zu lichten Laubwäldern ausschlaggebend.

- Ideal scheint ein Komplex aus mehreren (> 10) Kleinst- und Kleingewässern (PAN & ILÖK 2010) mit flach abfallenden Ufern zu sein.
- Laichgewässer sollten möglichst eine Fläche > 100 m² aufweisen und möglichst vegetationsreich sein (LANUV 2011, LIPPUNER & ROHRBACH 2009). Lt. HACHTEL (2011) müssen sie so groß sein, dass sie erst im Laufe des Sommers trocken fallen und sich schnell erwärmen, um eine gute Larvalentwicklung zu gewährleisten (KUHN et al. 2001).
 - Nach der Klassifikation von PARDEY et al. (2005) entspricht dies Gräben und Tümpeln, aber auch Kleinweihern und Weihern.
- Vertikale Strukturen zur Anheftung des Laichs innerhalb der Gewässer sind förderlich.
- Flachwasseranteil (Tiefe < 40 cm) sollte mindestens 70% betragen (PAN & ILÖK 2010).
- Die Wassertiefe sollte mindestens 10 – 25 cm betragen (BLAB 1986) und in Teilbereichen ca. 30 – 100 cm tief sein (KUHN et al. 1997). Ein gelegentliches Austrocknen der Laichhabitate scheint nach LIPPUNER & ROHRBACH (2009) von Vorteil zu sein.
- Lt. HACHTEL (2011) präferiert der Springfrosch teilweise besonnte Gewässer.
- Optimale Laichgewässer weisen Schwimmpflanzenvegetation und häufig *Carex*-Bestände im Uferbereich auf (GÜNTHER et al. 1996).
- Auf einen Fischbesatz ist gänzlich zu verzichten.
- Die Wasserspeisung der Gewässer sollte wenn möglich durch Niederschlags- oder Grundwasser erfolgen, sodass sie während der niederschlagsarmen Periode austrocknen können (LIPPUNER & ROHRBACH 2009).
- Eine ausreichende Wasserhaltekapazität des Untergrundes ist zu gewährleisten und eventuell im Voraus zu prüfen, ansonsten können geeignete künstliche oder natürliche Materialien zur Abdichtung verwendet werden (BAKER et al. 2011).
 - Auch Folienteiche können über Jahre als Laichplätze mit erfolgreicher Fortpflanzung dienen (HACHTEL et al. 2006b, zitiert in HACHTEL 2011).
- Um Nähr- und Schadstoffeinträge in das Laichgewässer zu verhindern, sollte um diese ein Pufferstreifen von 20-50 m eingerichtet werden, welcher nicht bewirtschaftet werden soll (vgl. PLÖTNER 2005).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Pflegerische Maßnahmen wie Entschlammung der Gewässer bzw. Sicherstellung der Wasserführung und teilweise Freistellung der Uferbereiche von Gehölzen, um eine teilweise Besonnung der Gewässer zu sichern, sollten im Turnus von 5 – 8 Jahren durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Art kann auch laut BLAB (1986) und PODLOUCKY (1997) weite Wanderungen in suboptimalen Gebieten durchführen.
- Neu angelegte Gewässer wurden mehrheitlich gut besiedelt (LIPPUNER & ROHRBACH 2004; HEINS & WESTPHAL 1987, zitiert in GÜNTHER et al. 1996; PODLOUCKY 1997) trotz der relativ hohen Geburtsorttreue des Springfrosches.
 - Neu besiedelte Gewässer bilden sehr häufig zunächst wohl wegen geringer Prädatordichte große Bestände, welche sich jedoch nach 3 – 6 Jahren auf einem geringeren Niveau einpendeln (vgl. LIPPUNER & ROHRBACH 2009).
 - Durch erhöhten Fischbestand kann eine gesunde Springfroschpopulation sehr stark einbrechen (vgl. LIPPUNER & ROHRBACH 2009).
- ANDREN & NILSON (1988, zitiert in GÜNTHER et al. 1996) stellten fest, dass der Springfrosch von allen Braunfröschen am empfindlichsten auf Gewässerversauerung reagiert.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässer sind kurzfristig herstellbar und erlangen innerhalb von 1 – 3 Jahren ihre Funktionsfähigkeit (vgl. LIPPUNER & ROHRBACH 2009).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen an das Laichgewässer vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3 Jahren, entwickelbar und werden lt. Expertenvotum innerhalb von 3 – 5 Jahren besiedelt.
- Aufgrund der in der Literatur beschriebenen schnellen Besiedlungen von neugeschaffenen Gewässern (LIPPUNER & ROHRBACH 2009, LIPPUNER & ROHRBACH 2004, PODLOUCKY 1997, ROHRBACH & KUHN 1997) hat diese Maßnahme eine sehr hohe Erfolgswahrscheinlichkeit.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

- Anlage von extensiv genutztem Grünland in unmittelbarer Waldnähe, da der Springfrosch eine silvicole Art ist. entsprechend den Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Der Maßnahmenstandort sollte eine möglichst geringe Vorbelastung mit Bioziden und Düngern aufweisen.
- Räumliche Nähe zum Laichgewässer (< 200 m; vgl. LIPPUNER et al. 2011) und zu geeigneten Waldhabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).

- KUHN & SCHMIDT-SIBETH (1998) stellten fest, dass die sommerlichen Aktivitätsräume recht klein sind (wenige dutzend Meter). Von daher kann die Lebensraumkapazität durchaus durch mehrere punktuelle, im Umkreis um ca. 500m um das Laichgewässer verteilte Maßnahmenflächen bereits qualitativ erhöht werden.
- Um Nähr- und Schadstoffeinträge in das Laichgewässer zu verhindern, sollte um diese ein Pufferstreifen von 20-50m eingerichtet werden, welcher nicht bewirtschaftet werden soll (vgl. PLÖTNER 2005).
- Ideal ist eine Umwandlung von Ackerflächen zu extensiv bewirtschaftetem Grünland.
 - Hierbei ist eine extensive Beweidung (maximal 1 – 2 GVE/ha) einer Mahd vorzuziehen (gutachterlicher Vorschlag).
 - Ist eine Beweidung nicht durchführbar, sollte eine extensive Mahd nach Vorgaben von OPPERMANN & CLAßEN (1998) und LICZNER (1999) - wenn möglich mittels Balkenmäher - durchgeführt werden.
 - Nach Angaben von CLAßEN et al. (1997) sichert ein angepasstes Mahdsystem mit zeitlich versetzter Mahd, Spätmahdflächen und jährlich ungemähten Flächen Rückzugsgebiete bzw. Regenerationsbereiche für Amphibien.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegerische Maßnahme zum Erhalt dieses Landlebensraumes (Mahd, teilweise Freistellung von Gewässerrändern)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Düngereintrag erhöht das Wachstum von laichgewässernahen Gehölzen, was zu einer zu starken Beschattung des Wasserkörpers und somit zu einem Absterben des Laichs führen kann.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der vorangegangenen Art und Intensität der Nutzung. Im Durchschnitt ist jedoch von einer Wirksamkeit nach 3 – 5 Jahren auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Der Springfrosch gehört in Bezug auf die Ansprüche an die Landlebensräume zu den schlechter untersuchten Arten (HACHTEL 2011).
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3-5 Jahren, entwickelbar.
- Erfolgskontrollen dieser Maßnahme liegen nicht vor. Aufgrund der bisherigen Erkenntnisse zur Artökologie erscheint eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel**3. Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung (G4)****Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Verschließung von vorhandenen Drainagen bzw. Anstau von Abflussgräben zur Erhöhung des Grundwasserspiegels.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Die Standortbedingungen müssen eine Ausbildung von ausreichend großen bzw. vielen perennierenden Gewässern gewährleisten: Komplex aus mehreren (> 10) Kleinst- und Kleingewässer (PAN & ILÖK 2010) mit flach abfallenden Ufern (vgl. Maßnahme Anlage von (Still)Gewässern).
- Im direkten Umkreis (< 200 m; vgl. LIPPUNER et al. 2011) des Maßnahmenstandortes sollten geeignete Landhabitate (Nasswiesen und Mischwälder) vorhanden sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Ausbildung der Gewässer entsprechend der Charakteristika gem. Maßnahme „Anlage von (Still)Gewässern“.
- Nach der Grundwassererhöhung können die Oberflächen von Senken verdichtet werden, sodass der Einstau von Wasser gewährleistet ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegerische Maßnahmen, welche dauerhafte Funktionstüchtigkeit der Maßnahme gewährleisten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Sind Grundwasserspiegelschwankungen nicht bekannt, empfiehlt es sich, diese mit Hilfe eines Baggerschlitzes über ein Jahr zu beobachten (LIPPUNER et al. 2011), sodass sichergestellt ist, dass die Senken Wasser führen, jedoch auch temporär wieder austrocknen.
- Die Maßnahme Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung (G4) spielt im Rheingebiet eine übergeordnete Rolle für die Art.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3 Jahren, entwickelbar.
- Erfolgskontrollen dieser Maßnahme liegen nicht vor. Aufgrund der Artökologie scheint jedoch eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme plausibel.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen an das Laichgewässer vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3 Jahren, entwickelbar.
- Artbezogene Erfolgskontrollen dieser Maßnahme sind nicht bekannt. Aufgrund der Artökologie scheint jedoch eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

4. Entwicklung strukturreicher lichter Wälder und Waldränder (W4.1, W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Da Laubwälder den Landlebensraum der Springfrösche darstellen, sollten strukturreiche Laubwälder und Waldränder entwickelt werden, wobei die Maßnahme auch die Anlage von Schneisen und Waldlichtungen einschließt. Somit kann sich aufgrund des erhöhten Lichteinfalls eine Krautschicht mit einem optimalen Deckungsgrad von 70 – 100% entwickeln (vgl. STÜMPEL & GROSSE (2005)).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Quantitative und qualitative Aussagen im Bezug auf diese Maßnahme fehlen in der Literatur.
- Ratsam ist jedoch die Förderung von lichten, krautreichen Stellen durch die gezielte Auflichtung (LIPPUNER et al. 2011). STÜMPEL & GROSSE (2005) stellten fest, dass sich ideale Sommerlebensräume von Springfröschen durch einen Deckungsgrad der Krautschicht von 70-100 %, sowie durch einen hohen Strukturreichtum auszeichneten.
- Laut BLAB (1986, zitiert in LIPPUNER & ROHRBACH 2009) werden Stellen im Landlebensraum präferiert, welche nur kurze Zeit beschattet werden (meist in lichten und eichenreichen Wäldern).
- Optimale Ergebnisse sind laut LIPPUNER & ROHRBACH (2009) mit einer Mittelwaldwirtschaft zu erreichen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Regelmäßige Auflichtungen zur Sicherstellung des strukturreichen und lichten Charakters des Standortes

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahme kann potenziell mit anderen Schutzmaßnahmen für andere Tiergruppen kollidieren und ist im Einzelfall zu prüfen.
- Günstig scheinen Wälder mit einem hohen Anteil an Eichen zu sein (lichtere Struktur als Hallenbuchenwälder; LIPPUNER & ROHRBACH 2009). Seltener werden anthropogen aufgelichtete Fichtenforste aufgesucht (KUHN et al. 1997).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Diese Maßnahme ist sehr kurzfristig durchführbar und auch kurzfristig (1 – 3 Jahre) wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den maßnahmenspezifischen Artansprüchen vor. Besonders in kühleren Wäldern (Hochwälder) werden laut KUHN et al. (1997) lichte, besonnte, trockene, krautreiche Ökotope bevorzugt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3 Jahren, entwickelbar.
- Erfolgskontrollen dieser Maßnahme liegen nicht vor. Vor dem Hintergrund der Bedingungen in NRW erscheint die Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme jedoch plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Einbringen von Stubben und Totholz (W5.1)**Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:**

Einbringung von Totholzhäufen und Baumstubben in geeignete lichte Wälder zur Bereitstellung einer ausreichenden Anzahl an Tages- und Winterverstecken.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Die Maßnahme sollte nur in geeigneten lichten, warmen Laub- bzw. Laubmischwäldern stattfinden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).

ungünstigen klimatischen Verhältnissen ist jedoch eine teilweise Freistellung von Gewässerrändern zur Verbesserung des Kleinklimas zu empfehlen.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmen Erfolgs sollte die Maßnahmenfläche entsprechend dem Median des Aktionsradius i.d.R. nicht weiter als 850 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Der zu verbessernde Standort muss die benötigten Strukturen zur Verbesserung des Laichgewässers besitzen bzw. das Potential zu ihrer Entwicklung aufweisen.
- Zu pflegende Gewässer sollten möglichst in unmittelbarer Waldnähe (< 200 m) liegen (LIPPUNER & ROHRBACH 2009).

Anforderungen an Qualität und Menge

- Die Entschlammung und Aushebung von Kleingewässern sollte im Spätherbst erfolgen, da zu dieser Zeit der Wasserstand am niedrigsten ist. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass beim Aufwirbeln von Faulschlamm ein Kleingewässer schnell „umkippen“ kann und dass die wasserstauende Schicht nicht beschädigt wird (BERGER et al. 2011).
- Die teilweise Auflichtung von Gewässerrändern sollte alle 5 – 10 Jahre durchgeführt werden.
- Falls erforderlich sollten alle 2 – 5 Jahre eingeschleppte Fische zum Schutz des Laichs und der Larven aus dem Gewässer entfernt werden.
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemittel und Insektiziden mittels eines 10-50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten extensiv genutzten Uferrandstreifens bzw. absoluter Düngungsverzicht in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegerische Maßnahmen (Entschlammung, Entkrautung und evtl. teilweise Entfernung von Gehölzen an Gewässerrändern zur Instandhaltung der Laichgewässerqualität).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Generell nimmt der Springfrosch sowohl voll besonnte Gewässer in der Offenlandschaft als auch stark und dauerhaft beschattete Laichgewässer in geschlossenen Laubwäldern an (HACHTEL 2011). Die strukturelle Instandhaltung der Gewässer scheint daher gegenüber dem Besonnungsgrad von übergeordneter Wichtigkeit zu sein, da in klimatisch günstigen Regionen voll beschattete Gewässer präferiert werden (vgl. HACHTEL 2011).
- Die teilweise Auflichtung der bewaldeten Umgebung der Laichgewässer erbrachte laut LIPPUNER & ROHRBACH (2004) eine Verdreifachung der Laichballen innerhalb eines Jahres.
- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen zur Verbesserung der Laichgewässer sind kurzfristig innerhalb von 1 – 3 Jahren wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen an das Laichgewässer vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig, d.h. innerhalb von 3 Jahren, entwickelbar bzw. wirksam.
- Erfolgskontrollen zu dieser Maßnahme liegen nicht vor. Aufgrund der Artökologie scheint jedoch eine Wirksamkeit dieser Maßnahme plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Springfrosch stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

- Die Maßnahme „Anlage neuer (Still)Gewässer“ besitzt die höchste Priorität.
- Die Maßnahme „Stabilisierung des Grundwasserstandes / Wiedervernässung“ spielt im Rheingebiet eine übergeordnete Rolle für die Art.
- Das „Einbringen von Totholz“ stellt lediglich eine begleitende Maßnahme zur Optimierung der Landlebensräume dar und besitzt daher eine geringere Priorität.

Quellen:

Baker, J.; Beebee, T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Bast, H.D. & V. Wachlin (2004): – *Rana dalmatina* (BONAPARTE, 1840) – Springfrosch.

Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Blab, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. - Schriftenreihe f. Landschaftspflege und Naturschutz, Bonn. Heft 18, 3. Aufl. Kilda – Verlag, Greven, 270 pp.

Bobbe, T. (2003): Die Situation des Springfrosches (*Rana dalmatina*) in Hessen (Anhang IV der FFH-Richtlinie) - Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 33S.

Brandt, I. & K. Feuerriegel (2004): Artenhilfsprogramm und Rote Liste. Amphibien und Reptilien in Hamburg. – Verbreitung, Bestand und Schutz der Herpetofauna im Ballungsraum Hamburg. <http://www.bg-web.de/gutachterbuero/download/amphrept2004.pdf>. Abruf 19.04.2011.

Carl, M. (1999): Biomonitoring zur Ökologie und Renaturierung anthropogen veränderten Lebensräume des bayrischen Salzachauen-Ökosystems von Freilassing bis zur Mündung in der Inn. Bericht der ANL 23 (1999). S 121 – 131.

Claßen, A.; Liczner, Y. & R. Oppermann (1997): Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Sicherung und Wiederaufbau von Amphibienpopulationen im Feuchtgrünland – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen: 125 S.

Eisermann, P. (2009): Entwicklung einer Population des Springfrosches (*Rana dalmatina* BONAPARTE, 1840) im Flächennaturdenkmal „Kiesgrube Göritzhain“, Lunzenau, Landkreis Mittelsachsen. Jschr. Feldherpetol. U. Ichthyofaunistik Sachsen 11, 29 – 42.

- Günther, R.; Podloucky, J. & R. Podloucky (1996): Springfrosch – *Rana dalmatina* BONAPARTE, 1840. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena. S. 389 - 412.
- Joger, U. (1997): Verbreitung und Gefährdung des Springfrosches (*Rana dalmatina*) in Hessen. In: RANA Sonderheft 2, 143 – 147.
- Hachtel, M. (2011): Springfrosch. – *Rana dalmatina*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 1. S. 765 – 786.
- Kuhn, J.; Gnoth-Austen, F.; Gruber, H.-J.; Krach J.E.; Reichhol, J.H. & B. Schäffler (1997): Verbreitung, Lebensräume und Bestandessituation des Springfrosches (*Rana dalmatina*) in Bayern. – RANA Sonderheft 2. S 127 – 142.
- Kuhn, J.; Laufer H & M. Pintar (2001): Bestandesschwankungen einer Springfrosch-Population (*Rana dalmatina*) in einer Auenlandschaft des Alpenvorlandes (Traun, Österreich): Diskussion möglicher Ursachen. – Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 111 – 118.
- Kuhn, J. & J. Sschmidt–Sibeth (1998): Zur Biologie und Populationsökologie des Springfrosches (*Rana dalmatina*): Langzeitbeobachtungen aus Oberbayern. – Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 115 – 137.
- Lanuv (2011):http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/amph_rept/kurzbeschreibung/102333. Abruf 25.08.2011
- Liczner, Y. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). RANA Sonderheft 3: 67 – 79
- Lippuner, M., Mermod, M. & S. Zumbach (2011): KARCH Praxismerkblatt Artenschutz – Springfrosch *Rana dalmatina*. <http://www.karch.ch/karch/shared/amp/merkbl/praxismerkblaetter/Praxismerkblatt%20Springfrosch.pdf>. Abruf 18.05.2011.
- Lippuner, M. & T. Rohrbach (2004): Artenhilfsprogramm Springfrosch – Monitoring und Lebensraumaufwertung. – Zwischenbericht. http://www.karch.ch/karch/d/org/regio/pdf/ArtenschutzprogrammSpringfrosch_2004.pdf. Abruf 19.04.2011.
- Lippuner, M. & T. Rohrbach (2009): Ökologie des Springfrosches (*Rana dalmatina*) im westlichen Bodenseeraum. – Zeitschrift für Feldherpetologie 16: 11 – 44.
- Oppermann, R. & A. Claßen (1998): Naturverträgliche Mähtechnik – Moderne Mähgeräte im Vergleich.- Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen im NABU Deutschland (Hrsg.): Grüne Reihe, 1. Auflage.
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010):Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Pardey, A.; Christmann, K.H.; Feldmann, R.; Glandt, D. & M. SCHLÜPMANN (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele – Abhandlung aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 9 – 44.
- Plötner, J. (2005): Die westpaläarktischen Wasserfrösche. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 9, Bielefeld (Laurenti-Verlag), 160 S.
- Podloucky, R. (1997): Verbreitung und Bestandssituation des Springfrosches in Niedersachsen. – In: KRONE, A., KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H. (Hrsg.): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation. – Rana Sonderheft 2, 71-82, 309 pp.
- Rohrbach, Th. & Kuhn, J. (1997): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) im westlichen Bodenseeraum 1994-1996: Verbreitung - Bestände - Laichgewässer. – In: KRONE, A., KÜHNEL, K.-D. & BERGER, H. (Hrsg.): Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) – Ökologie und Bestandssituation. – Rana, Rangsdorf, Sonderheft 2, 251-261, 309 pp.
- Simon, L. (1996): Springfrosch – *Rana dalmatina* (BONAPARTE, 1840). In: BITZ, A.; FISCHER, K.; SIMON, L.; THIELE, R. & M. VEITH (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz. Landau. S. 263 - 272.
- Stümpel, N. & W.-R. Grosse (2005): Phänologie, Aktivität und Wachstum von Springfröschen (*Rana dalmatina*) in unterschiedlichen Sommerlebensräumen in Südostniedersachsen. Zeitschrift für Feldherpetologie 12: 71 – 99.

3.11 Wechselkröte (*Bufo viridis*)

Wechselkröte *Bufo viridis* ID 104

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Da Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung vollständig im Laichgewässer stattfinden, ist dieses inklusive der direkten Uferzone (2 – 5 m) als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen.

Ruhestätte: Potentielle Ruhestätten, sowohl im Sommer als auch im Winter, finden sich im Umkreis bis maximal 1.000 m um das Laichgewässer. Als Winterverstecke dienen häufig die im Sommer genutzten Tagesverstecke, Böschungen, Bodenmieten, einzelne Steine, Erdlöcher, Tierbauten, Steinmauern und –wälle (VENCES et al. 2011).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- lokale Population (Reproduktionsgemeinschaft) am / im Laichgewässer, ggf. einschl. benachbarter Vorkommen bis < 2.000 m Entfernung.
- Die Wechselkröte gilt als ausgesprochene Pionierart. Ihr Aktivitätsraum beschränkt sich im Wesentlichen auf einen Umkreis bis 1.000 m (SAUER 1988, zitiert in VENCES et al. 2011) um die Laichgewässer. Fernausbreitungen wurden bis in eine Entfernung von 3.000-10.000 m festgestellt (DALBECK & HACHTEL, zitiert in VENCES et al. 2011). Der Medianwert der in VENCES et al. (2011) beschriebenen Migrationsentfernungen ergibt 1.000 m. PAN & ILÖK (2010) geben für einen hervorragenden Erhaltungszustand in Bezug auf die Vernetzung eine Entfernung von < 2.000 m zur nächsten Population an.
- In größeren Abgrabungskomplexen mit vielen Gewässern bilden sich vermutlich Metapopulationen aus.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Offene, warme, sonnenexponierte Habitate (BAKER et al. 2011, FLOTTMANN 2004) mit grabfähigen Böden und fehlender, bzw. geringer Gras- und Krautvegetation. Als Habitate werden vor allem Abgrabungen wie Kies-, Sand- und Lehmgruben mit vegetationsfreien Bereichen und Ruderalflächen, Bahndämme, Schuttplätze, Abraumhalden, Trocken- und Halbtrockenrasen, Deiche, Gärten, Friedhöfe, Obstplantagen genutzt (BAST & WACHLIN 2004). In NRW ergibt sich eine Habitatpräferenz für Abgrabungen, Gewerbe- und Ruderalflächen (VENCES et al. 2011).
- Als Laichgewässer werden sonnenexponierte, möglichst vegetationslose, flach ausufernde und schnell durchwärmte Pioniergewässer bevorzugt (BLAB 1986, GÜNTHER & PODLOUCKY 1996, BAST & WACHLIN 2004, BREUER & PODLOUCKY 1993, BAKER et al. 2011, VENCES et al. 2011, BITZ 1996). Es werden ausschließlich stehende Kleingewässer mit Regen- oder Grundwasserspeisung genutzt, wobei temporäre Gewässer bevorzugt werden (SCHLÜPMANN et al. 2006). Temporäre Gewässer sollen aber nicht vor Mitte Juli austrocknen (BREUER & PODLOUCKY 1993, KÜHNEL & KRONE 2003).
 - Von der Wechselkröte aufgesuchte Gewässer haben über längere Zeiträume Bestand als von der Kreuzkröte aufgesuchte Gewässer (HEMMER & KADEL 1970, zitiert in GÜNTHER & PODLOUCKY 1996).
- Laichplätze befinden sich vorzugsweise an flachen Stellen bei ca. 20 cm Wassertiefe (BAKER et al. 2011).
- Die Art kommt in NRW nicht in Gebieten mit sehr weichem Wasser vor (unter 3-4° dH). VENCES & NIERHOFF (1989, zitiert in VENCES et al. 2011) vermuten, dass eine hohe Wasserhärte und damit verbunden eine größere Nahrungsdichte wichtig für eine rechtzeitige Metamorphose vor einer eventuellen Gewässeraustrocknung sein könnte.

- Steine, Erdlöcher, Tierbauten etc. dienen als Tagesverstecke und Überwinterungsquartiere für diese Art. Typische Überwinterungsquartiere sind laut BAKER et al. (2011) trockene Steinmauern und –wälle.
- Lt. INDERMAUR & SCHMIDT (2011) werden in den Sommerhabitaten zu Thermoregulationszwecken und Prädationsvermeidung Totholzhaufen präferiert.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Aktivitätsraum einer von SAUER (1988, zitiert in VENCES et al. 2011) untersuchten Population beschränkte sich im Wesentlichen auf einen Raum mit dem Radius von 1.000 m um die Laichgewässer, d.h. einer Fläche von über 3 km². Die Art zeichnet sich jedoch nicht durch besondere Standorttreue aus (VENCES et al. 2011).
- Die Besiedlung neuer Habitats erfolgt überwiegend über abwandernde Jungtiere und Subadulte (LANUV 2011).
- Linienhafte Strukturen dienen als Leitlinien bei der Ausbreitung (BLAB et al. 1991, zitiert in GÜNTHER & PODLOUCKY 1996).
- „Springende Dislokation“ (BLAB 1986) in Abhängigkeit vom Vorkommen an Verstecken und einer ausreichenden Nahrungsgrundlage (BLAB et al. 1991, zitiert in GÜNTHER & PODLOUCKY 1996).
- Bei einer Verschlechterung der Habitatsituation weist die Wechselkröte ein sehr hohes Migrationspotenzial auf und erschließt sich als Pionierart schnell neu entstandene Lebensräume (BAST & WACHLIN 2004). Sogar eine Ausbreitung bis zu über 8 km und der anschließende Verbleib der Population in diesem Habitat konnte von GEIL (1962, zitiert in GÜNTHER & PODLOUCKY 1996) nachgewiesen werden.

Maßnahmen

1. Anlage von (Still)Gewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuschaffung von sonnenexponierten, temporären Klein- und Kleinstgewässern in Auen, Industriebrachen und Abgrabungskomplexen. Kleinste dynamische Gewässer können durch eine Bodenverdichtung durch Befahren mit Baufahrzeugen entstehen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 1.000 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Das Wasserhaltepotential des Standortes sollte ausreichend sein bzw. getestet werden (BAKER et al. 2011).
- Wasserchemische Parameter des Standortes über 3-4° dH (VENCES et al. 2011).
- Im unmittelbaren Umfeld sollte keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz betrieben werden.
- Optimale Landlebensräume (offen, grabbares Substrat, sonnenexponiert) mit ausreichenden Tagesverstecken bzw. der Möglichkeit zum Eingraben müssen in der unmittelbaren Umgebung vorhanden sein.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Mindestgröße eines neuangelegten Laichgewässers 100 m² (TWELBECK 2003, PAN & ILÖK 2010).
- Anlage von zahlreichen (> 20) Klein- und Kleinstgewässern / großen (> 1 ha) Einzelgewässern (PAN & ILÖK 2010).

- Gewässer sollten 30 - 100 cm tief sein, wobei ausgedehnte Flachwasserbereiche (> 80 %) vorhanden sein müssen (PAN & ILÖK 2010). Sehr flache Pfützen werden eher gemieden (VENCES et al. 2011).
 - Nach der Klassifikation von PARDEY et al. (2005) sind dies vorzugsweise Pfützen, Lachen, Tümpel aber auch Kleinweiher.
- Der Anteil an voll besonnten Gewässerflächen sollte > 90 % betragen (PAN & ILÖK 2010), sodass sich das Wasser schnell erwärmt. Dies hat einen positiven Einfluss auf die Entwicklung und Thermoregulation der Kaulquappen.
- Die Gewässer sollten in sehr frühen Sukzessionsphasen unbedingt fischfrei gehalten und nicht bepflanzt werden (PAN & ILÖK 2010, TWELBECK 2003, PELLKOFFER et al. 2010), auch wenn sich die Larven der Wechselkröte, wenn sie die Flachzonen größerer Gewässer besiedeln, ihren Lebensraum öfter mit Fischen, Molchen und räuberischen Wasserinsekten teilen (VENCES et al. 2011:682).
- Gewässer sollten einen temporären Charakter aufweisen und sich durch Grund- oder Regenwasser speisen, jedoch nicht vor Mitte Juni austrocknen (BREUER & PODLOUCKY 1993).
 - Ein regelmäßiges Trockenfallen der Laichgewässer (Reduktion der Feinddichte) gewährleistet laut ZAHN & NIEDERMEIER (2004) einen dauerhaften Reproduktionserfolg.
 - Die Bedeutung von nichtaustrocknenden Laichgewässern sank laut SEDLMEIER (2008) schon im zweiten Jahr aufgrund einer erhöhten Prädatordichte. Im dritten Jahr laichten dort nur noch Bergmolch, Erdkröte und Grasfrosch.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Vgl. Maßnahme Gewässerpflege
- Die Laichgewässer müssen vegetationsfrei gehalten werden (möglichst im Turnus von 2 – 3 Jahren).
- Freistellung der Gewässer von angrenzender Vegetation (Entbuschung).
- Wiederholte Entfernung von Fischbesatz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Aufgrund der Bevorzugung von vegetationsfreien Laichgewässern ist einer Neuschaffung von Gewässern ein Vorzug gegenüber der Pflege eines vorhandenen Gewässers zu geben (TWELBECK 2003a).
- Der Aushub von Wechselkrötengewässern sollte laut BAKER et al. (2011) im Spätsommer bei niedrigem Wasserstand vollzogen werden.
- Baum- bzw. Gebüschreihen einige Meter nördlich eines neu angelegten Gewässers fungieren als Windschutz und können zu einem schnelleren Aufheizen der Laichgewässer führen (BAKER et al. 2011).
- Bei der Schaffung von temporären Kleingewässern stellt die zunehmende Frühjahrs- und Frühsommertrockenheit ein Problem dar.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von 1-3 Jahren (Pioniercharakter der Gewässer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen in Bezug auf die Laichgewässer vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig (innerhalb von 1 - 3 Jahren) entwickelbar.

- Die Neuschaffung von Gewässern ist, gerade für Pionierarten wie der Wechselkröte, die am häufigsten vorgeschlagene und mit positiven Resultaten durchgeführte Maßnahme (PELLKOFFER et al. 2010, ZAHN & NIEDERMEIER 2004, SEDELMEIER 2008, KÜHNEL & KRONE 2003). Die Neuanlage von 40 cm tiefen Folienteichen in Berlin führte bereits im ersten Jahr zur erfolgreichen Reproduktion der Wechselkröten (KÜHNEL & KRONE 2003). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist somit als sehr hoch anzusehen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Entwicklung von jungen Brachen (O4.1.3) / Anlage von vegetationsarmen Flächen / Strukturen (O4.4) / Steuerung der Sukzession (in Abbaugeländen und Industriebrachen) (O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

(Wieder)herstellung eines jungen Sukzessionsstadiums auf Offenlandflächen. Auf Sekundärhabitaten wie Abbaugeländen und Industriebrachen wird nach Beendigung der Nutzung der Sukzession entgegengewirkt, indem der Offenlandcharakter dieser Flächen aufrecht erhalten wird und eine dynamische Lebensraumentwicklung imitiert wird. Auf Teilflächen sind hierzu breite, sonnenexponierte und vegetationsarme Flächen mit grabbaren Substraten anzulegen wie z.B. sandige Böschungen und Aufschüttungen. Dies kann über einen großflächigen maschinellen Oberbodenabtrag oder über eine Ausbringung von grabbarem Material (Sand) erreicht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 1.000 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Die Maßnahmenflächen sollten möglichst eine direkte Anbindung an potenzielle bzw. besiedelte Laichgewässer besitzen.
- Die Bodenverhältnisse sollten möglichst nährstoffarm sein, um eine schnelle Sukzession des Standortes zu vermeiden bzw. eine möglichst geringe Belastung mit Dünger und Bioziden aufweisen.
- Im direkten Umkreis der Maßnahmenfläche muss eine ausreichende Zahl an Versteckmöglichkeiten und Überwinterungsquartieren (Sandböschungen usw.) vorhanden sein oder durch die Ausbringung von Stein-, Sand-, Schotter- oder Einzelsteine oder Holzbretter angelegt werden.
- Die Schaffung von Rohbodenstandorten sollte vorzugsweise auf Standorten mit grabbaren Sandböden erfolgen (VENCES et al. 2011).

- Im direkten Umkreis der Maßnahmenfläche muss eine ausreichende Zahl an Versteckmöglichkeiten und Überwinterungsquartieren (Totholzhaufen) vorhanden sein oder durch die aktive Ausbringung angelegt werden (vgl. Maßnahme Anlage von Gesteinsaufschüttungen (grob) oder Totholzhaufen).

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Die Flächengröße sollte mindestens 0,5 – 1 ha betragen (SEDELMEIER 2008).
- > 80 % der Maßnahmenfläche sollte einen Offenlandcharakter aufweisen.
- Wenn nötig, Abtrag des Oberbodens (0,3 m Tiefe) zur Aushagerung des Standortes bzw. Auftrag von nährstoffarmen Böden, Sand oder Schotter im direkten Gewässerumfeld, um eine schnelle Sukzession zu vermeiden (BREUER & PODLOUCKY 1993).
- Die Ausbringung von Totholzhaufen zur Nutzung als Tages- und Winterverstecke sollte in Südexposition erfolgen.
- Anpflanzungen sind nicht notwendig, vielmehr sollte sich eine Ruderalflora entwickeln bzw. erhalten bleiben.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Da in Sekundärlebensräumen (z.B. nach Beendigung des Abbaus) die dynamische Lebensraumgestaltung bzw. –veränderung fehlt, sind regelmäßige Eingriffe zur Steuerung der Sukzession unabdingbar (Neuschaffung von Pioniergewässern, Entbuschung der Landlebensräume etc.).
- Offenhaltung der Brachflächen und eventuell winterliches Befahren mit schweren Maschinen.
- Ggf. Bodenabtrag, Mahd, Entbuschung und / oder extensive Beweidung (1-2 GVE/ha) im Turnus von 2-3 Jahren (vgl. SCHIEL & RADEMACHER 2008, ZAHN 2006). BAKER et al. (2011) empfehlen sogar nur eine Beweidung mit 0,2-0,3 Rinder pro ha.
- Ist eine Beweidung nicht durchführbar, sollte eine extensive Mahd mit einer schonenden Mähtechnik nach Vorgaben von OPPERMANN & CLAßEN (1998) und LICZNER (1999), möglichst mittels Balkenmäher durchgeführt werden. CLAßEN et al. (1997) empfehlen ein angepasstes Mahdsystem mit zeitlich versetzter Mahd, Spätmahdflächen und jährlich ungemähten Flächen, um Rückzugsgebiete bzw. Regenerationsbereiche für Amphibien zu sichern.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zum Erhalt von jungen Sukzessionsstadien kann die extensive Beweidung eine langfristig praktikable Lösung sein (ZAHN & NIEDERMEIER 2004), da die anderen Maßnahmen (Entbuschung, Mahd usw.) stets mit einem erheblichen finanziellen Aufwand verbunden sind.
- Die Entwicklung von jungen Sukzessionsstadien kann im Konflikt mit dem Schutz von Arten stehen, welche an ältere Sukzessionsstadien gebunden sind.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind aufgrund des Pioniercharakters kurzfristig wirksam (1-3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar (1-3 Jahre).
- Dieser Maßnahmentyp wird häufig als flankierende Maßnahme vorgeschlagen (z.B. HERMANN et al. 2003, SEDLMEIER 2008). Dokumentierte Monitoringuntersuchungen zu Maßnahmen im Landhabitat sind nicht bekannt, jedoch aus der Artökologie heraus plausibel. Im Analogieschluss wird die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme(n) als sehr hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

3. Anlage von Gesteinsaufschüttungen (grob) oder Totholzhaufen (O4.4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Anlage grober Gesteinsaufschüttungen und / oder Totholzhaufen

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 1.000 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Solche Überwinterungsmöglichkeiten sollten laut BAKER et al. (2011) möglichst nicht weiter als 250 m von den Laichgewässern entfernt sein.
- Mindestausstattung der Maßnahmenflächen mit Pioniergewässern (vgl. Maßnahme Anlage neuer (Still)Gewässer).
- Die Bodenverhältnisse sollten möglichst nährstoffarm sein, um eine schnelle Sukzession des Standortes zu vermeiden.
- Die Gesteinsaufschüttungen sollten im Umfeld keiner Beschattung durch Vegetation unterliegen.
- Der Maßnahmenstandort sollte einer möglichst geringen Störung unterliegen.

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- BAKER et al. (2011) beschreiben eine generelle Mindestgröße für Überwinterungsquartiere für Amphibien von 8m x 4m x 1m. Eine Mindestdiefe der Gesteinsaufschüttung von 70 cm ist erforderlich, um eine frostfreie Überwinterung zu gewährleisten.
- Bei der Anlage der Totholzhaufen spielt die Größe eine untergeordnete Rolle.
- Der Untergrund sollte eine gute Drainage besitzen.
- Die Ausbringung von nährstoffarmen Substraten (Sand) auf und in der unmittelbaren Umgebung der Maßnahme verhindert den sofortigen Bewuchs dieser Flächen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Offenhaltung dieser Maßnahmenfläche durch die Entfernung von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Maßnahmenerfolg nur in Verbindung mit anderen habitatverbessernden Maßnahmen (Gewässeranlage bzw. -pflege, Verbesserung bzw. Schaffung von Landlebensräumen).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar und wirksam (1 – 3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Positive Erfolgskontrollen bezüglich des Erfolges der Wirksamkeit von Totholzhaufen für die Wechselkröte sind vorhanden (INDERMAUR & SCHMIDT 2011).
 - INDERMAUR & SCHMIDT (2011) stellten fest, dass eine Erhöhung der Holzhaufen im Sommerhabitat der Kröten eine Erhöhung der Aufnahmekapazität des Ökosystems für Kröten bedeutet, so dass sich eine größere Population dort ansiedeln konnte.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)

erforderlich (populationsbezogen)

bei allen Vorkommen

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen

bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

4. Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen (G5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von Primärstandorten in Gewässerauen / Renaturierung von größeren Fließgewässern (kies- und sandgeprägte Stromtalauen). Schaffung von flachen Altarmen, Überschwemmungsgebieten und großflächigen Kiesbänken.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnamenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 1.000 m entfernt sein.
- Landlebensräume im direkten Umfeld (100-500 m) müssen großflächig vegetationsfrei sein und einen Pioniercharakter aufweisen.
- Die Rahmenbedingungen für eine Überschwemmungsdynamik am Maßnahmenstandort (Flussabschnitt) müssen gegeben sein, so sollte beispielsweise im Bereich der Gewässerränder bei Überschwemmungsereignissen die Entstehung flacher und vegetationsfreier Laichgewässer möglich sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Mögliche Maßnahmen zur kurzfristigen Renaturierung des Auenbereichs sind Uferrückbau und die Wiederanbindung von Alt- bzw. Nebenarmen.
- Schaffung eines nährstofffreien Gewässerumfeldes durch Abtragung nährstoffreichen Mutterbodens und Aufschüttung von Sand- und Kiesflächen (vgl. Angaben von MÜNCH 2001 zur Kreuzkröte).
- Anlage von breiten Überschwemmungsflächen mit verdichteten Senken, in denen sich temporäre und vegetationslose Kleingewässer ausbilden können.
- Neben flachen, dynamischen Gewässern mit temporärem Charakter ist die Schaffung von perennierenden Gewässern ohne Anbindung an das Fließgewässer wichtig.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Förderung der Gewässer- und Geschiebedynamik, ggf. Entbuschungsmaßnahmen im Gewässerumfeld in größeren Zeitabständen (5-10 Jahre).
- Die Offenhaltung des Lebensraumes sollte vorzugsweise über eine extensive Beweidung durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Durchführung der Fließgewässerrenaturierung, ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010) zu beachten.
- Die Wiederherstellung von Primärlebensräumen mit einer natürlichen Dynamik kann von der Dauerverpflichtung zum künstlichen Erhalt früher Sukzessionsstadien (z.B. in aufgelassenen Kiesgruben) entlasten und der Art ein dauerhaftes und eigenständiges Überleben in ihrem Primärhabitat sichern (KORDGES & WILLIGALLA 2011) und ist daher wünschenswert. Der Spielraum für Fließgewässerredynamisierungen ist im dicht besiedelten NRW jedoch sehr begrenzt.
 - Durch die initiierte Dynamik an renaturierten Gewässern entstehen neben Laichgewässern auch Landlebensräume wie durch Hochwasser freigelegte Kies- und Sandbänke (vgl. BERG et al. 2008).
- Um die Sukzession bzw. Abschwemmung von nährstoff- und biozidbelastetem Boden in den Fluss zu verhindern, ist eine weitgehende Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung in der Aue anzustreben (Extensivgrünland, Auwald).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund des Pioniercharakters der dynamischen Lebensräume und Gewässer ist die Funktionsfähigkeit für die Art – abhängig von den standörtlichen Gegebenheiten - innerhalb von 1 – 5 Jahren zu erreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig wirksam.
- Aufgrund der biologisch-ökologischen Gemeinsamkeiten der Wechselkröte mit der Kreuzkröte können Beispiele der Kreuzkröte auch auf die Wechselkröte bezogen werden. BERG et al. (2008) stellten eine Etablierung der Kreuzkröte in ungeplanten Fluttümpeln an der renaturierten Inde fest. (Die Untersuchung stellt allerdings kein explizites Monitoring in Bezug auf die Etablierung der Kreuzkröte durch diese Maßnahme dar). Renaturierungen von Flüssen werden häufig als Maßnahme vorgeschlagen (vgl. MÜNCH (2001) und KORDGES & WILLIGALLA (2011)) und sind aufgrund der bekannten Artökologie plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

5. Gewässerpflege (G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mit pflegerischen Maßnahmen soll der Pioniercharakter bestehender Wechselkrötengewässer verbessert bzw. wieder hergestellt werden. Vorrangig einzusetzende Maßnahmen sind die Entbuschung und damit die Freistellung beschatteter Gewässer und der Landlebensräume (mittels extensiver Beweidung).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Zur Sicherstellung eines zeitnahen Maßnahmenenerfolgs sollte die Maßnahmenfläche nicht weiter als 1.000 m vom nächsten Vorkommen entfernt sein.
- Landlebensräume mit ausreichenden Tagesverstecken (grabbares Substrat, sonnenexponierte Böschungen, Totholz- und Steinhäufen) bzw. der Möglichkeit zum Eingraben müssen in der unmittelbaren Umgebung (100 – 500 m) vorhanden sein (lückig bewachsene Flächen wie Brachen, Rohbodenstandorte usw.).
- Vorzugsweise dynamisch geprägte Standorte (Auen, Industriebrache und Abgrabungskomplexe).

Anforderung an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Freistellung beschatteter Gewässer: der Anteil an besonnter Gewässerfläche sollte > 90 % liegen (PAN & ILÖK 2010). Vegetation um die Laichgewässer muss dauerhaft kurz und schütter gehalten werden (SEDLMEIER 2008).

- Auch das Gewässer selbst sollte weitestgehend unbewachsen sein und eine flache Uferzone aufweisen (TWELBECK 2003). Die Entfernung eines Teils des Bodengrunds und die Entfernung der Ufervegetation richtet sich nach der Vegetationsentwicklung, sollte jedoch bei schneller Vegetationsentwicklung alle 2 Jahre durchgeführt werden (ZAHN & NIEDERMEIER 2004, SEDLMEIER 2008).
- Eine Beweidung sollte einen extensiven Charakter aufweisen und mit maximal 1- 2 GVE/ha durchgeführt werden, um den Nährstoffeintrag durch Exkremate so gering wie möglich zu halten. Nach ZAHN & NIEDERMEIER (2004) ist eine Rinderbeweidung der Entschlammung und der mechanischen Reduktion von Röhrichtpflanzen vorzuziehen.
- Entschlammung von Sukzessionsgewässern zur Verringerung der Feinddichte (ZAHN & NIEDERMEIER 2004). Beim Aushub der Gewässer sollten laut BAKER et al. (2011) nicht mehr als ¼ der Gewässersohle innerhalb von 3 Jahren entfernt werden.
 - Bei der Entschlammung ist die Abfolge und Lage der wasserspeisenden und wasserstauenden Schichten zu ermitteln, sodass die für Kleingewässer wichtige Stauschicht nicht durch die Entschlammung durchstoßen wird (BERGER et al. 2011).
- Schutz vor dem Eintrag von Düngemitteln und Insektiziden mittels eines 10-50 m (je nach Stoffeintragsgefährdung) breiten extensiv genutzten Uferstreifens bzw. absoluter Düngungsverzicht in unmittelbarer Umgebung (BERGER et al. 2011).
- Ggf. Entfernung von Fischbesatz.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Pflegemaßnahmen am und um das Gewässer sollten laut BREUER & PODLOUCKY (1993) mindestens alle 3-5 Jahre durchgeführt werden.
- Kontrolle und evtl. Entfernung von Fischbesatz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In manchen Fällen kann aufgrund des Pioniercharakters der Gewässer eine Gewässerneuschaffung zeitlich schneller durchführbar und auch günstiger sein als die Gewässerpflege, wenn bestehende Gewässer einer zu starken Sukzession unterliegen.
- Einer Rinderbeweidung ist eine Entschlammung und die mechanische Reduktion von Röhrichtpflanzen aus Kostengründen den Vorzug zu geben.
- Eine Gewässerpflege und Umwandlung in ein jüngeres Sukzessionsstadium kann mit den Bedürfnissen anderer schützenswerter Arten kollidieren und ist jeweils im Einzelfall abzuwägen.
- Maßnahmen am Gewässer sind unter weitgehender Schonung anderer Arten vorzunehmen (i.d.R. im September / Oktober).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Eine Gewässerpflege entsprechend den artspezifischen Anforderungen ist innerhalb von 1-3 Vegetationsperioden wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Qualitäten sind kurzfristig entwickelbar (<1Jahr) und wirksam.
- Die Maßnahme wird einzeln oder in der Kombination mit anderen in der Literatur häufig vorgeschlagen (z. B. PELLKOFER et al. 2010, KÜHNEL & KRONE 2003). Wissenschaftliche Belege, in Form eines Monitoring von Gewässeroptimierungsmaßnahmen, sind nicht bekannt. Vor dem Hintergrund der Erfahrungen aus NRW ist eine sehr hohe Erfolgsaussicht der Maßnahme jedoch plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	<input checked="" type="checkbox"/>
erforderlich (populationsbezogen)	<input type="checkbox"/>
bei allen Vorkommen	<input type="checkbox"/>
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	<input checked="" type="checkbox"/>
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	<input checked="" type="checkbox"/>

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für die Wechselkröte stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherstellung der Laichgewässer sowie Sommer- und Winterlebensräume zur Verfügung.

Angaben zur Priorität:

Die Maßnahme: Anlage neuer (Still)Gewässer besitzt die höchste Priorität.

Quellen:

Baker, J.; Beebee, T.; Buckley, J.; Gent, A. & D. Orchard (2011): Amphibian Habitat Management Handbook. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.

Bast, H.D. & V. Wachlin (2004): *Bufo viridis* (LAURENTI, 1768) - Wechselkröte. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_bufo_viridis.pdf. Abruf 11.04.2011.

Berger, G.; Pfeffer, H. & T. Kalettka (2011): Amphibienschutz in kleingewässerreichen Ackerbaugebieten. – Natur & Text, Rangsdorf: 384 S.

Blab, J. (1986): Biologie, Ökologie und Schutz von Amphibien. – Greven (Kilda).

Berg, H.; Lieser, U.; Meuer, T. & U. Haese (2008): Gewässerrenaturierung trotz konfliktreicher Ausgangssituation. – Die Umgestaltung der Inder bei Eschweiler / Weisweiler. Wasser und Abfall 7 – 8 (2008). http://www.bueroberg.de/pdf/Berg_kl.pdf. Abruf 27.04.2011.

Bitz, A. (1996): Wechselkröte - *Bufo viridis* (LAURENTI, 1768). In: BITZ, A.; FISCHER, K.; SIMON, L.; THIELE, R. & M. VEITH (1996): Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Bd. 1; Landau.

Breuer, W. & R. Podlucky (1993): Planung und Durchführung einer Ausgleichsmaßnahme am Beispiel eines Wechselkrötenlebensraumes. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 13 (5): 175 – 180.

Claßen, A.; Liczner, Y. & R. Oppermann (1997): Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für Sicherung und Wiederaufbau von Amphibienpopulationen im Feuchtgrünland – Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen: 125 S.

Flottmann, H.-J. (2004): Die Wechselkröte (*Bufo v. viridis* LAURENTI, 1768) – eine Leitart der saarländischen Bergbaufolgelandschaft. – Abhandlungen der DELATTINIA – Band 30: 143 – 153.

Günther, R. & R. Podlucky (1996): Wechselkröte – *Bufo viridis* LAURENTI, 1768. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena: S. 322 – 343.

Hermann, D.; Podlucky, R. & T. Wagner (2003): Niedersächsisches Artenschutzprogramm "Wechselkröte": Darstellung eines regionalen Artenschutzkonzeptes. – Mertensiella 14: 283 – 298.

Indermayer, L. & B. Schmidt (2011): Quantitative recommendations for amphibian terrestrial habitat conservation derived from habitat selection behavior. - Ecological Applications, 21(7).

Korges, T. & C. Willigalla (2011): Kreuzkröte – *Bufo calamita*. - In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien in Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 1. S. 623 – 666.

Kühnel, K.-D. & A. Krone (2003): Bestandessituation, Habitatwahl und Schutz der Wechselkröte (*Bufo viridis*) in Berlin – Grundlagenuntersuchung für ein Artenhilfsprogramm in der Großstadt. – Mertensiella 14: 299 – 315.

LANUV (2011): http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/amph_rept/kurzbeschreibung/102335. (Abruf: 25.06.2012).

- Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf>, 31.01.2012.
- Münch, D. (2001): Die Renaturierung der Emscher – eine Chance für den Amphibienschutz im Ruhrgebiet - Elaphe 9 (2001) Heft 1. <http://www.detlefmuench.de/mediapool/66/660703/data/muench1-01.pdf>. Abruf 18.04.2011.
- Liczner, Y. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher Mäh- und Heubearbeitungsmethoden auf die Amphibienfauna in der Narewniederung (Nordostpolen). RANA Sonderheft 3: 67 – 79.
- Oppermann, R. & A. Claßen (1998): Naturverträgliche Mähtechnik – Moderne Mähgeräte im Vergleich.- Institut für Landschaftsökologie und Naturschutz (ILN) Singen im NABU Deutschland (Hrsg.): Grüne Reihe, 1. Auflage.
- Pan & Ilök (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- Pardey, A.; Christmann, K.H.; Feldmann, R.; Glandt, D. & M. Schlüpmann (2005): Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele – Abhandlung aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 67 (3): 9 – 44.
- Pellkoffer, B.; Späth, J. & A. Zahn (2010): Kreuz- und Wechselkröte (*Bufo calamita* und *B. viridis*) im Unteren Isartal – Bestandessituation und Artenhilfsprogramm. Zeitschrift für Feldherpetologie 17: 61 – 76.
- Schiel, F.J. & M. Rademacher (2008): Artenvielfalt und Sukzession in einer Kiesgrube südlich Karlsruhe. – Ergebnisse des Biotopmonitoring zum Naturschutzgebiet „Kiesgrube am Hardtwald Durmersheim“ – Natur und Landschaft, Zeitschrift für angewandte Ökologie 40 (3): 87 – 94.
- Schlüpmann, M., Geiger, A. & C. Willigalla (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatanbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 10: 127 – 164.
- Sedlmeier, H. (2008): Artenhilfsprogramm Wechselkröte – Teilbereich I: Vorkommen im Münchener Stadtgebiet östlich der Isar. http://www.lbv-muenchen.de/Projekte/550%20Projekte/Wechselkroete/studie_Ost.pdf.- Abruf 18.04.2011.
- Twelbeck, R. (2003a): Artensteckbrief Wechselkröte – *Bufo viridis* LAURENTI, 1768. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 4 S.
- Twelbeck, R. (2003b): Bewertungsrahmen Wechselkröte. Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 1 S.
- Vences, M., Glaw, F. & M. Hachtel (2011): Wechselkröte – *Bufo viridis*. – In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN IN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 1. S. 667 – 688.
- Zahn, A. & U. Niedermeier (2004): Zur Reproduktionsbiologie von Wechselkröte (*Bufo viridis*), Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) und Laubfrosch (*Hyla arborea*) im Hinblick auf unterschiedliche Methoden des Habitatmanagements. Zeitschrift für Feldherpetologie 11: 41 – 64.
- Zahn, A. (2006): Amphibienschutz durch Rinderbeweidung. – GÖRNER, M. & P. KNEIS (Hrsg.): Artenschutzreport 20/2006: 5 – 10.

3.12 Zauneidechse (*Lacerta agilis*)

Zauneidechse *Lacerta agilis* ID 107

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Da Paarung und Eiablage an verschiedenen Stellen des Lebensraumes stattfinden, gilt das gesamte besiedelte Habitat als Fortpflanzungsstätte.

Ruhestätte: Auch die Ruhestätten, die während des Tages, der Nacht und der Häutung aufgesucht werden, liegen zufällig verteilt im gesamten Lebensraum (HAFNER & ZIMMERMANN 2007). Diese Verstecke werden im Winter als Überwinterungsverstecke genutzt und befinden sich somit auch im Sommerlebensraum.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Alle Zauneidechsen eines nach Geländebeschaffenheit und Strukturierung räumlich klar abgegrenzten Gebietes (Vorkommen).
- Getrennte lokale Populationen sind räumlich mehr als 1.000 m voneinander entfernt (oder durch schwer überwindbare Strukturen, intensives Ackerland, verkehrsreiche Straßen u. ä. getrennt, GRODDECK 2006).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Zerschneidung und damit verbundene Habitatfragmentierung

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Schlüsselfaktor für ein Vorkommen ist in Nordwestdeutschland die Eizeitigung (RYKENA & NETTMANN 1987). Für die notwendige Temperatursumme sind offene, vegetationslose bzw. –arme, gut besonnte Stellen mit nicht zu frischen Böden zwingend erforderlich. Exposition, Deckungsgrad der Vegetation und Bodenverhältnisse sind daher zwingend zu beachten (SCHLÜPMANN et al. 2011b). Vergleichbar sind auch die Ergebnisse von STRIJBOSCH (1988), der feststellte, dass die Temperatur eine wichtigere Rolle spielt als die Feuchte des Substrates.
- Wärmebegünstigte, mosaikartig strukturierte Lebensräume (sonnenexponierte Felsen, Schattenplätze, Steine, Totholz, vegetationsreiche Versteckmöglichkeiten etc.) mit eng nebeneinander liegenden Funktionsbereichen zum Zweck der Thermoregulation, Deckung und Nahrungsbeschaffung (GLANDT 1979, 1987, 1991, BLAB et al. 1991, SCHLÜPMANN et al. 2006, BLANKE 2010). Typische besiedelte Habitate stellen in NRW Heiden, Magerrasen, Bahndämme, Abgrabungen und Säume dar (SCHLÜPMANN et al. 2006, WILLIGALLA et al. 2011). Häufig stellen „dynamische Störstellen“ (Gesteinsabbau, Deiche, Dämme, Störstellen auf Magerrasen etc.) Lebensräume für die Art dar.
- Bahndämme sind in vielen Regionen inzwischen die wichtigsten Lebensräume (MUTZ & DONT 1996, KRONSHAGE et al. 2011, KORDGES & SCHLÜPMANN 2011, SCHLÜPMANN et al. 2011a, b).
- Ähnliche Teilhabitate haben idealerweise eine unterschiedliche Hangneigung und Besonnung, um im tages- bzw. jahreszeitlichen Verlauf immer wieder verschiedene Bedingungen zu gewährleisten (BRÜGGEMANN 1988, zitiert in WILLIGALLA et al. 2011).
- Lockere, grabbare Substrate (Kies und Sand) für die Eiablage in unbeschatteter Umgebung (HAHN-SIRY 1996), mit einer Mächtigkeit von > 50 cm (BLANKE 2010). Im Tiefland ist die Präferenz für sandige Substrate evident (SCHLÜPMANN et al. 2006).
 - Feuchtere, wenig wärmeleitende und schlecht grabbare Substrate werden gemieden (GLANDT 1979).
- Im Bergland sind die Kalkgebiete wegen der guten Wasserdurchgängigkeit und des warmen Bodenklimas bevorzugte Stätten der Lebensräume (SCHLÜPMANN et al. 2006, SCHLÜPMANN et al. 2011).

- Ausreichende Menge an Winterquartieren (Säugetierbauten, mit ausreichender Drainage und Frostsicherheit) (BISCHOFF 1981, zitiert in HAESE 1990).
- Bevorzugte Substrate für die Thermoregulation sind Holz (Bahnschwellen, Bretter, Totholz u. ä.) (BRÜGGEMANN 1988, zitiert in HAHN-SIRY 1996), abgetrocknete Vegetation (Mahdgut, Altgras u. ä.), sonnenexponierte Steine, Felsen und Rohbodenstandorte (Schotter, Kies, Sand u. ä.).
- Lt. PODLOUCKY (1988) sollte die Krautschicht einen Deckungsgrad von 20 – 30 % aufweisen.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Orientierungswerte pro lokalem Bestand (überlebensfähige Teilpopulation): GLANDT (1979) gibt als Mindestgröße des Lebensraumes 1 ha an, jedoch können je nach Habitatstrukturierung, Vernetzung und Habitatvielfalt auch kleinere Gebiete langfristig besiedelt werden. GLANDT (1987) spricht von einem Optimalhabitat von 3 – 5 ha für eine Zauneidechsenpopulation. Lt. ALFERMANN & NICOLAY (2003) beträgt ein optimales Zauneidechsenhabitat mehr als 2 ha.
- Aufgrund der geringen Wanderfreudigkeit der Zauneidechse muss eine unmittelbare Nähe zum Ausgangshabitat gegeben sein bzw. eine Einwanderung über geeignete Korridore gewährleistet werden (Biotopvernetzung). [Auch in Langzeitstudien wurden überwiegend geringe Ortsverlagerungen von Individuen \(überwiegend unter 20 m\) ermittelt \(BLANKE 2019:16\).](#) Eine geringe Entfernung (maximal ~~500-100~~ m) zur nächsten Individuengemeinschaft und eine strukturreiche Beschaffenheit der Zwischenfläche fördern den Individuenaustausch zweier Populationen (GRODDECK 2006). [Als Bedingung für eine hervorragende räumliche Vernetzung schlagen auch PAN & ILÖK \(2010\) eine Entfernung < 500 m vor.](#)
 - ~~In optimalen, flächigen Habitaten verhalten sich Zauneidechsen standorttreu und besitzen oft nur geringe Aktionsradien. In suboptimalen Habitaten finden häufiger Lebensraumwechsel mit jährlichen Aktionsverlagerungen von über 1.000 m statt (KLEWEN 1988).~~
- Saumbiotope (Straßenböschungen, Bahnstrecken u. ä.) können getrennte Habitate miteinander verbinden, wenn diese ca. 3 m breit sind und eine Mosaikstruktur aufweisen (BLANKE 1999).

Maßnahmen

1. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1) / Entwicklung von Heideflächen (trockene Standorte) (O4.2) / Offenhaltung / Entwicklung von Sandtrockenrasen und Halbtrockenrasen (O4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung werden ergänzende und die Teilhabitate untereinander verbindende Strukturen (extensiv genutzte und als Trittstein geeignete Wiesen- oder Grünlandbrachekorridore, Magerrasen und Heiden) geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Standort sollte innerhalb des für das nächste Vorkommen gut erreichbaren Gebietes liegen ([<100 m](#)) und [über gut geeignete Wanderkorridore mit bestehenden Habitaten verbunden sein \(HANSBAUER 2019\).](#)
- ~~(500 m), bestehende Habitate umgeben oder diese verbinden.~~
- Magere bis mesophile Standorte sind zu bevorzugen.
- > 70% der gesamten Fläche muss wärmebegünstigt sein (KORDGES 2006, PAN & ILÖK 2010).
- Bei Hanglagen ist eine südliche Exposition zu bevorzugen.
- Die neu zu schaffenden Habitate sollten möglichst auf sandigem Grund oder über Kalk liegen. Der Verlust eines Lebensraumes in Sand- oder Kalkgebieten kann nicht durch Schaffung von Lebensräumen auf Lehm- oder Tonböden oder über Silikatgestein ausgeglichen werden.

- Der Standort sollte teilweise bzw. randlich bewachsen sein, da die Art Sonnenplätze aufsucht, welche einen gewissen Sicht- und Feindschutz bieten (BRÜGGEMANN 1990).

Anforderung an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Eine optimale Habitatgröße beträgt laut ALFERMANN & NICOLAY (2003) mehr als 2 ha. GLANDT (1979) schlägt eine Mindestgröße von 1 ha Offenland vor. [Für die Ermittlung von Maßnahmengrößen schlägt LAUFER \(2014: 121\) 150 m² als mittleren Flächenbedarf pro adulter Zauneidechse vor.](#)
- Mindestbreite von Extensivierungstreifen > 3 m, Lage angrenzend an bestehende Habitats, Mindestbreite von Extensivierungskorridoren zwischen Habitats > 10 m.
 - Verzicht auf Düngung
 - Verzicht auf Biozide
 - Mahd während der Aktivitätszeit (März – Oktober) nur mit dem Balkenmäher (Schnitthöhe 15 cm) und „von Innen nach Außen“ um den Tiere eine Fluchtmöglichkeit zu geben.
 - Belassen von Säumen (Korridore / Böschungen), die nicht bzw. nur im Winter gemäht werden (Versteckmöglichkeiten). [In für Reptilien geeigneten Flächen ist weniger die absolute Größe der zu mähenden Flächen, sondern vielmehr der Anteil der verbleibenden Rückzugsgebiete und die Entfernung zur nächsten Deckung wichtig \(BLANKE 2019:16\).](#)
- Anreicherung (Erhaltung / Neuschaffung) mit Strukturen (Gebüsche, Steinhaufen, Reisighaufen) auf den Streifen.
- ~~Ideale Struktur des Gesamthabitats nach BLAB et al. (1991):10-40% vegetationsfreie Flächen (10-40% Gras- und Krautschicht, 10-45% Strauch- und Baumschicht laut BRÜGGEMANN (1990): 19% vegetationsfreie Flächen (nach BLAB et al. 1991: 10-40%), 70% Krautvegetation (10-40%; Gras- und Krautschicht) und 17% Strauch- und Baumschicht (10-45%).~~
- Die Schaffung von vegetationslosen, gut besonnten Rohbodenstandorten mit grabfähigem Substrat für die Eiablage ist zwingend erforderlich (SCHLÜPMANN et al. 2011b). [Ihre Anlage sollte während der Aktivitätszeit \(Mitte April bis Mitte Mai\) stattfinden \(MOULTON & CORBETT 1999, zitiert in BLANKE 2010\).](#)
- Zusätzliche Ausbringung von Baumstubben und sonnenexponierten Totholzhaufen (die Zauneidechse präferiert für die Thermoregulation Holzstrukturen aufgrund der guten Wärmeabsorption dieses Materials, BRÜGGEMANN 1990).
- ~~Offenhaltung des Lebensraumes vorrangig durch extensive Beweidung mit maximal 1-2 GVE/ha, so dass mosaikartige, kleingegliederte Lebensraumstrukturen entstehen.~~ Zur Offenhaltung des Lebensraumes und damit mosaikartige, kleingegliederte Lebensraumstrukturen entstehen, ist auch eine extensive Beweidung mit maximal 1-2 GVE/ha möglich. Je nach Standort und Größe ggf. durch gezieltes Setzen von Zäunen in Teilflächen auf Dauerweide verzichten (RÖÖSLI & MEYER 2018).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entfernung der Vegetation bei zu starker Beschattung und Sicherstellung des Struktureichtums des Habitats.
- Freihaltung der vegetationslosen, gut besonnten Rohbodenstandorte für die Eiablage.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Anwesenheit von sonnenexponierten Rohbodenstellen (Eiablage), Gesteinsschüttungen (Versteckmöglichkeit) und sonnenexponierten Steinen und Holzstrukturen (Wärmeregulation) innerhalb des Maßnahmengebietes ist unabdingbar für das Vorkommen der Zauneidechse (vgl. Maßnahmen Gesteins- und Sandaufschüttungen und Steuerung der Sukzession).
- Sandhaufen (1 m hoch und 3 - 4 m breit) sollten zur Sicherung der Stabilität nicht gänzlich ohne Aufwuchs bleiben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig entwickelbar und je nach vorausgehender Nutzung auch kurzfristig wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Artökologie ist hinreichend bekannt.
- Die Strukturen sind kurzfristig entwickelbar und kurz- bis mittelfristig wirksam. Aufgrund der Ortstreue der adulten Individuen ist u.U. von einem mittleren Zeitraum bis zum Eintritt des Erfolges auszugehen, weil nur die abwandernden Jungtiere das neue Habitat besiedeln (GLANDT 1988; SPELLERBERG 1988; ELBING et al. 1996).
- Ergebnisse wissenschaftlicher Nachkontrollen sind nicht publiziert. Jedoch wird diese Maßnahme sehr häufig als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für die Zauneidechse vorgeschlagen (s.o.). Aufgrund der bekannten Ökologie der Art ist bei dieser Maßnahme eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit plausibel. Im Gegensatz zu RUNGE et al. (2010), welche dieser Maßnahme eine sehr hohe Eignung zusprechen, wird die Eignung mit hoch bewertet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern (O4.4.4) / Gesteins- und Sandaufschüttungen (O4.4.3) / Anlage grabbarer sandiger Rohbodenstandorte (O4.4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schaffung von Eiablage- und Ruheplätzen sowie Winterquartieren durch Anlage von Hang- und Stützmauern / Trockenmauern, Gesteins- und Sandaufschüttungen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Entfernung zum nächsten Vorkommen (<100 m) und über gut geeignete Wanderkorridore mit bestehenden Habitaten verbunden (HANSBAUER 2019).
• 500 m.
- In der unmittelbaren Umgebung der Maßnahmenfläche müssen weitere Teillebensräume (Jagdhabitats, Eiablageplätze, d.h. locker grabbare, sonnenexponierte und sandige Substrate von 70 cm Tiefe und 1-2 m² Größe (ÖKOPLAN 2006)) vorhanden sein oder entwickelt werden. Erhaltung oder Anlage von lockerem Erdreich (Sand, grabbares Eiablagesubstrat) in der Nähe der Trockenmauern.
- Der Standort muss vegetationsfrei sein (keine Beschattung) und eine gute Drainage aufweisen (Vermeidung von Wasserstau), da feuchte Stellen zur Überwinterung gemieden werden.

Anforderung an Qualität und Menge

Orientierungswerte pro lokalem Bestand (überlebensfähige Teilpopulation ≥ 30 Individuen)

Mauern:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).

- Auskoffern des Maßnahmenstandortes auf 1 m Tiefe (zur Gewährleistung der Frostsicherheit der Winterquartiere). Zudem verhindert die Entfernung des nährstoffreichen Mutterbodens das schnelle Überwachsen der Steinschüttung. Eventuell kann eine großflächige Ausbringung von nährstoffarmem Substrat (Sand, Kies) um den Maßnahmenstandort durchgeführt werden.
- Verwendung von Steinen mit großer Kantenlänge, damit die Fugen langfristig substratlos und vegetationslos bleiben.
- Schaffung von Gesimsen und Vorsprüngen als ideale Sonnenplätze.

Gesteinsschüttungen:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- 2 - 3 m Breite, 5 – 10 m Länge und ca. 1 m Höhe.
- Es ist autochthones Gesteinsmaterial zu verwenden.
- GRENZ (2010) empfiehlt auf einer Länge von 60 – 80 m circa 8 Steinhäufen inklusive Sandkranz anzulegen.
- 60 % der Steine sollten eine Körnung von 20 bis 40 cm aufweisen, so dass sich das gewünschte Lückensystem einstellt (SCHWEIZER VOGELSCHUTZ SVS 2004).
 - Im Inneren sollten gröbere Steine verwendet werden (20 - 40 cm) und mit kleineren Gesteinen bedeckt werden (10 – 20 cm).
 - Im Randbereich kann ein Sandkranz von 30 cm Breite und 20 cm Höhe aufgetragen werden.
- Sandhaufen / Flächen mit grabfähigem Substrat (Eiablageplätze) auf mind. 2% der Gesamfläche der Maßnahme (MOULTON & CORBETT zitiert in BLANKE 2010)
- Alternativ oder zusätzlich können Versteckmöglichkeiten durch die Ausbringung von Totholz ausgebracht werden.
 - Totholzhäufen, Baumstubben und Wurzelteller werden laut BLAB et al. (1991) gegenüber Gestein sogar präferiert, da Holz hervorragend Wärme absorbiert und gleichzeitig isoliert.
- Anlage von 5 Flächen / ha mit grabbarem, sandig bis leicht lehmigem Substrat bis mindestens 10 cm Tiefe von jeweils 50 – 100 m² (nach PAN & ILÖK 2010; HARTUNG & KOCH 1988; BERGLIND 2004a, zitiert in BLANKE 2010), oder viele kleinere südwest-exponierte Sandhaufen mit jeweils 1-2 m³. Ideal sind grabbare Sandböden von mehr als 50 cm Mächtigkeit (BLANKE 2010).
 - Anlage in der direkten Umgebung der weiteren Habitatslemente (KORDGES et al. 2006).
 - Einbringen von feinkörnigem Sand, wobei südexponierte Hänge mit ca. 20° Neigung entstehen sollen (HOUSE & SPELLERBERG 1980, zitiert in BLANKE 2010).
- Die Maßnahmendurchführung sollte während der Winterruhe stattfinden, **soweit nicht schon Winterhabitate auf derselben Fläche existieren.**
- **Erdbebewegungen zur Optimierung von Winterhabitaten im Habitat selbst sollten laut GLANDT (1995b, zitiert in WILLIGALLA et al. 2011) nur nach Beendigung der Winterruhe und vor Beginn der Paarungszeit durchgeführt werden.**
- Alternativ Ausbringen von Gabionen.
 - Eine Population der Zauneidechse in Münster besiedelt am Dortmund-Ems-Kanal Gabionen (schriftl. Mittl. KAISER vom 05.10.2011).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entfernung von Gebüsch und Gehölzen bei zu starker Beschattung der Gesteinsschüttung.

- Freistellung der sonnenexponierten Mauerseite zur Sicherstellung von Sonnenstellen für die Wärmeregulation und die Entfernung von hohen Gebüsch und Bäumen im direkten Umkreis der Maßnahmenfläche.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Linienartige Strukturen (Bahnstrecken, lichte Waldsäume, Straßenböschungen usw.) können als Trittsteinbiotope / Korridore fungieren.
- Die Anlage von Rohbodenflächen sollte während der Aktivitätszeit (Mitte April bis Mitte Mai) stattfinden (MOULTON & CORBETT 1999, zitiert in BLANKE 2010).
- Vorhandene Trockenmauern sollten nach „altem Vorbild“ saniert werden (kein Verfugen, keine spaltenlosen Betonmauern).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig (< 1 Jahr) zu errichten und auch kurzfristig wirksam (2 – 3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Ergebnisse wissenschaftlicher Nachkontrollen sind nicht publiziert. Jedoch wird dieser Maßnahmentyp häufig als Bestandteil von Artenschutzmaßnahmen für die Zauneidechse empfohlen (s.o., GRENZ 2010) und im „Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard“ beschrieben (EDGAR & BIRD 2006).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

3. Steuerung der Sukzession (O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Entwicklung / Vergrößerung bestehender Zauneidechsenhabitate durch rotierende Pflegemaßnahmen zur Schaffung eines Flächenmosaiks mit unterschiedlichen Sukzessionsstadien.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Mögliche Habitate, die durch Steuerung der Sukzession aufgewertet werden können sind: Böschungen, Straßenränder, Abbaugelände, Bahndämme (vor allem an stillgelegten Strecken), Brachflächen, Heideflächen, extensiv genutzte Wiesen und Weiden, Magerrasen und sonnige Wald-/Gehölzränder.
- Entfernung zum nächsten Vorkommen (<100 m) und über gut geeignete Wanderkorridore mit bestehenden Habitaten verbunden (HANSBAUER 2019). ~~<500 m.~~
- Besonders geeignet sind Resthabitate, welche aktuell noch besiedelt sind, aber aufgrund von Sukzession ihre Habitateignung zu verlieren drohen.
- Der Maßnahmenstandort sollte mager bis mesotroph sein, um eine zu schnelle Verbuschung zu vermeiden.
- Die Vorbelastung mit Bioziden sollte möglichst gering sein, um eine direkte und indirekte (über Nahrungstiere) Toxizität zu vermeiden.

Anforderung an Qualität und Menge

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität). Für die Ermittlung von Maßnahmengrößen schlägt LAUFER (2014: 121) 150 m² als mittleren Flächenbedarf pro adulter Zauneidechse vor.
- Vergrößerung des vorhandenen Habitates entsprechend der anzustrebenden Habitatgröße und Verteilung der notwendigen Habitatelemente (s. Maßnahme Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland / Entwicklung von Heideflächen (trockene Standorte) / Offenhaltung / Entwicklung von Sandtrockenrasen und Halbtrockenrasen):
 - Entfernung der Streuauflage durch Abharken (BLANKE 2010).
 - Ggf. Abschieben oder Abplaggen des Oberbodens zur Schaffung von Eiablageplätzen (BLANKE 2010) (dann: Anlage von linienhaften Strukturen, die von Westen nach Osten angelegt werden, wobei das abgetragene Material im Norden der offensandigen Bereiche abzulagern ist (CORBETT & TAMARIND, zitiert in BLANKE 2010)). Erdbewegungen sollten laut GLANDT (1995b, zitiert in WILLIGALLA et al. 2011) nur nach Beendigung der Winterruhe und vor Beginn der Paarungszeit durchgeführt werden.
 - Ausbringung von Gesteinsschüttungen oder Anlage von Rohböden (s. Maßnahmen Anlage von Steinriegeln / Trockenmauern / Gesteins- und Sandaufschüttungen / Anlage grabbarer sandiger Rohbodenstandorte), um Gehölze zurückzudrängen und Schlüsselhabitate anzubieten (z.B. BLANKE 2011: 150).
 - Entfernung von zu stark beschattenden Gehölzen (vgl. CORBETT 1988).
 - Auflichtung von Waldrändern von 10 – 20 m Breite (BLANKE 2011:151).
- Partielle Mahd (alternativ: Beweidung der Standorte mit Schafen, BFN 2011).
 - Die Mahd darf nicht das gesamte Habitat auf einmal betreffen, es müssen immer Stellen mit hohen Gräsern bzw. Stauden als Unterschlupfmöglichkeit vorhanden sein.
 - Einmalige Mahd (bei wüchsigen Standorten zweischürige Mahd) im Winter.
 - Bei der Sommermahd Einsatz von Balkenmähern (BLANKE 2010) mit einer Mahdhöhe von > 15 cm.
 - Kein Mulchen des Mahdguts (aufgrund der hohen Verletzungsgefahr, BLANKE 2010).
- Eine zeitlich gestaffelte Mahd von kleineren Teilflächen oder einzelnen Streifen sollte vorgenommen werden, sodass stets auch hochwüchsige Standorte verfügbar sind (BLANKE 2010).
- Eine Beweidung mit Ziegen und Schafen wird von BLANKE (2006, zitiert in WILLIGALLA et al. 2011) empfohlen, wobei die Beweidung nicht zu intensiv sein darf, da kurzrasige Vegetationsbestände für Zauneidechsen ungeeignet sind.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Regelmäßige Entbuschung bzw. Mahd zur Sicherstellung des Habitatcharakters.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Mit Eingriffen in den Boden / ~~die Vegetation~~ verbundene Maßnahmen zur Vergrößerung vorhandener Habitate sollten während der größten Aktivität im Zeitraum Mitte April – Mitte Mai erfolgen (MOULTON & CORBETT 1999 in BLANKE 2010: 152).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind kurzfristig entwickelbar (< 1 Jahr) und auch kurzfristig wirksam (1-3 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor.
- Die benötigten Strukturen sind überwiegend kurzfristig wirksam.
- Ergebnisse wissenschaftlicher Nachkontrollen sind noch vergleichsweise wenig publiziert (KORDGES et al. 2006). Jedoch wird dieser Maßnahmentyp als Bestandteil von Artenschutzmaßnahmen für die Zauneidechse häufig empfohlen (CORBETT & TAMARIND 1979 und BERGLIND 2000, zitiert in BLANKE 2010; GRENZ 2010; WILLIGALLA et al. 2011). Der Maßnahmentyp wird auch im „Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard“ des EUROPARATES beschrieben (EDGAR & BIRD 2006).

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege/ Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Zauneidechse stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Sicherstellung der Sommer- und Winterhabitate sowie der Eiablageplätze zur Verfügung. [Aufgrund der Ortstreue der Art werden regelmäßig zusätzlich begleitende Vergrämungs- bzw. Umsiedlungsmaßnahmen erforderlich.](#)

Quellen:

Alfermann, D. & H. Nicolay (2003): Artensteckbrief Zauneidechse *Lacerta agilis* (LINNAEUS, 1758). Bericht der Arbeitsgemeinschaft Amphibien- und Reptilienschutz in Hessen e.V. (AGAR), Rodenbach. 5 S.

Blab, J.; Brüggemann, P. & H. Sauer (1991): Tierwelt in der Zivilisationslandschaft - Teil II: Raumeinbindung und Biotopnutzung bei Reptilien und Amphibien im Drachenfelder Ländchen. - Schriftenr. Landschaftspf. u. Naturschutz 34: 94 S.

Blanke, I. (1999): Erfassung und Lebensweise der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) an Bahnanlagen. Zeitschrift für Feldherpetologie 6: 147-158.

- Blanke, I. (2010): Die Zauneidechse – zwischen Licht und Schatten. – Beiheft der Feldherpetologie 7: 175 S.
- [Blanke, I. \(2019\): Pflege und Entwicklung von Reptilienhabitaten. Empfehlungen für Niedersachsen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/2019: 1-80.](#)
- Brüggemann, P. (1990): Zauneidechse (*Lacerta agilis* LINNAEUS 1758) In: Reptilienschutz in Nordrhein-Westfalen – NZ/NRW Seminarberichte, H. 9: 14 – 17.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2011): http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh_anhang4-zauneidechse.html, Abruf 07.03.2011
- Corbett, K. F. (1988): Conservation strategy for the Sand Lizard (*Lacerta agilis agilis*) in Britain – British Herpetological Society, London, United Kingdom – In: Glandt, D. & Bischoff, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 24. bis 26. Februar 1988 im Biologischen Institut Metelen e. V. Mertensiella 1: 101 – 109.
- Edgar, P. & D.R. Bird (2006): Action Plan for the Conservation of the Sand Lizards (*Lacerta agilis agilis*) in Northwest Europe. Convention on the Conservation of Europe Wildlife and Natural Habitat, Standing Committee, Strasbourg. Council of Europe. 22.
- Elbing, K; Günther, R. & U. Rahmel (1996): Zauneidechse – *Lacerta agilis* LINNAEUS, 1758 – In: Günther, R. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag. Jena.
- Grenz, M. (2010): CEF-Maßnahme Vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für die Zauneidechse (*Lacerta agilis*) für den Bebauungsplan Nr. 20 „Nordwestlich Hauptstraße – SO Einzelhande“ <http://www.beteiligungsverfahren-baugb.de/uploads/Breidenbach/Entwurf/Zauneidechse-CEF-Massnahme.pdf>
- Groddeck, J. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Zauneidechse *Lacerta agilis* (LINNAEUS, 1758). – In: Schnitter, P., Eichen, C., Ellwanger, G., Neukirchen, M. & Schröder, E. (Hrsg.): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft) 2 (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle): 274-275..
- Glandt, D. (1979): Beitrag zur Habitat-Ökologie von Zauneidechse (*Lacerta agilis*) und Waldeidechse (*Lacerta vivipara*) im nordwestdeutschen Tiefland, nebst Hinweisen zur Sicherung von Zauneidechsenbeständen. – Salamandra 15: 13 – 30.
- Glandt, D. (1987): Substrate choice of the sand lizard (*Lacerta agilis*) and the common lizard (*Lacerta vivipara*). In: VAN GELDER, J. J., H. STRIJBOOSCH & P. J. M. BERGER (Hrsg.): Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica: 143–146. – Nijmegen (SEH).
- GLANDT; D. (1988): Populationsdynamik und Reproduktion von experimentell angesiedelten Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) und Waldeidechsen (*Lacerta vivipara*). In: GLANDT, D. & W. BISCHOFF (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). – Mertensiella, Bonn, 1: 167 – 177.
- Glandt, D. (1991): The vegetation structure preferred by the sand lizard (*Lacerta agilis*) and the common lizard (*Lacerta vivipara*) in an experimental outdoor enclosure. – Acta Biologica Benrodis 3: 79–86.
- Glandt, D. (1988): Populationsdynamik und Reproduktion experimentell angesiedelter Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) und Waldeidechsen (*Lacerta vivipara*). In: Glandt, D.; Bischoff, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 24. bis 26. Februar 1988 im Biologischen Institut Metelen e. V. Mertensiella 1: 167 – 177.
- Haese U. (1990): Artenhilfsprogramm Mauereidechse (*Lacertidae: Podarcis muralis*). – Naturschutz praktische Beiträge zum Artenschutzprogramm NW – Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 86
- Hafner, A. & P. Zimmermann (2007): Zauneidechse *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758. – In: Laufer, H., Fritz, K. & Sowig, P. (Hrsg.): Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs. – Stuttgart (Eugen Ulmer): 543-558.
- Hahn-Siry, G. (1996): Zauneidechse – *Lacerta agilis* (LINNAEUS, 1758). – In: Bitz, A.; Fischer, K.; Simon, L.; Thiele, R. & M. Veith: Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Bd. 1; Landau.
- [Hansbauer, G.\(2019\): saP-Arbeitshilfe Zauneidechse. Erfassung und Maßnahmen. ANL Fachtagung 77/19: Aktuelles zur speziellen Artenschutzrechtlichen Prüfung \(saP\) in Bayern. 12. November 2019. Augsburg. Vortragsfolien.](#)
- Hartung, H. & A. Koch (1988): Zusammenfassung der Diskussionsbeiträge des Zauneidechsen-Symposiums in Metelen. In: Glandt, D.; Bischoff, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 24. bis 26. Februar 1988 im Biologischen Institut Metelen e. V. Mertensiella 1: 245 – 257.
- Klewen, R. (1988): Verbreitung, Ökologie und Schutz von *Lacerta agilis* im Ballungsraum Duisburg/Oberhausen. – In: Glandt, D. & Bischoff, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). – Mertensiella 1: 178-194.
- Kordges, T. (2006): Artenhilfsprogramm Zauneidechse im Bereich Wuppertal-Vohwinkel (VohRang). – Studie im Auftrag der Stadt Wuppertal: 33 S.

- Kordges, T. & Schlüpmann, M. (2011): 2.5.8 Ruhrgebiet. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. – Bielefeld (Laurenti), 273-294.
- Kronshage, A., Von Bülow, B., Mutz, T. & Schwartze, M. (2011): 2.5.3 Münsterland und Norddeutsches Tiefland. In: ARBEITSKREIS AMPHIBIEN UND REPTILIEN NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. – Bielefeld (Laurenti), 197-214.
- [Laufer, H. \(2014\): Praxisorientierte Umsetzung des strengen Artenschutzes am Beispiel von Zaun- und Mauereidechsen. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 77: 93-142.](#)
- Mutz, T. & Donth, D. (1996): Untersuchungen zur Ökologie und Populationsstruktur der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) an einer Bahnlinie im Münsterland. – Zeitschrift für Feldherpetologie 3: 123-132.
- Ökoplan (2006): Artenhilfsprogramm Zauneidechse im Bereich Wuppertal-Vohwinkel (VohRang). <http://www.wuppertal.de/rathaus/onlinedienste/ris/www/pdf/00104697.pdf>
- PAN & ILÖK (Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH München & Institut für Landschaftsökologie Münster, 2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. - Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.
- PODLOUCKY, R. (1988): Zur Situation der Zauneidechse, *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758, in Niedersachsen – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. In: GLANDT, D. & W. BISCHOFF (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 24. bis 26. Februar 1988 im Biologischen Institut Metelen e. V. Mertensiella 1: 146-166.
- [Röösl, T. & A. Meyer \(2018\): Fördermaßnahmen für die Zauneidechse. 48 S. – Hrsg. Albert Koechlin Stiftung](#)
- RUNGE, H.; SIMON, M. & T. WIDDIG (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamt für Naturschutz – FKZ 3507 82 080. – Hannover, Marburg.
- RYKENA, S. & NETTMANN, H. K. (1987): Eizeitigung als Schlüsselfaktor für die Habitatansprüche der Zauneidechse. – Jahrbuch für Feldherpetologie 1: 123-136.
- Schlüpmann, M., Geiger, A. & C. Willigalla (2006): Areal, Höhenverbreitung und Habitatbindung ausgewählter Amphibien- und Reptilienarten in Nordrhein-Westfalen. – Zeitschrift für Feldherpetologie, Supplement 10: 127-164.
- Schlüpmann, M., Feldmann, R. & Herhaus, F. (2011a): 2.5.6 Bergisch-Sauerländisches Gebirge (Süderbergland). In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens. – Bielefeld (Laurenti), 238-259.
- Schlüpmann, M.; Mutz, T.; Kronshage, A.; Geiger, A. & Hachtel, M. unter Mitarbeit des Arbeitskreises Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalen (2011b): Rote Liste und Artenverzeichnis der Kriechtiere und Lurche – Reptilia et Amphibia – in Nordrhein-Westfalen. In: Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen, Pilze und Tiere in Nordrhein-Westfalen. 4. Fassung. – LANUV-Fachbericht 36, Band 2: 159-222.
- Schweizer Voelschutz SVS / Birdlife Schweiz (2004): Kleinstrukturen - Praxismerkblatt 2 Steinhäufen. <http://www.birdlife.ch/pdf/steinhaufen.pdf>. Abruf 28.04.2011.
- Spellerberg, I. F. (1988): Ecology and management of *Lacerta agilis* L. populations in England. – In: Glandt, D.; Bischoff, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 24. bis 26. Februar 1988 im Biologischen Institut Metelen e. V. Mertensiella 1: 113 – 121.
- Strijbosch, H. (1988): Reproductive biology and conservation of the Sand Lizard. – In: Glandt, D.; Bischoff, W. (Hrsg.): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 24. bis 26. Februar 1988 im Biologischen Institut Metelen e. V. Mertensiella 1: 132 – 145.
- Willigalla C.; Hachtel, M.; Kordges, T. & M. Sschwartz (2011): Zauneidechse – *Lacerta agilis*. In: Arbeitskreis Amphibien und Reptilien In Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Handbuch der Amphibien und Reptilien Nordrhein-Westfalens Band 2. S. 943 – 976.

4 Fische

4.1 Groppe

Groppe *Cottus gobio* ID 146

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Männchen der Groppe bauen Höhlen unter Steinen (oder vergleichbaren Strukturen wie Totholz), wo das Weibchen den Laich ablegt. Das Männchen pflegt die Brut, indem es die Höhle ausbessert, zur optimalen Sauerstoffversorgung fächert und den Laich gegenüber Prädatoren verteidigt (NOLTE et al. 2005: 8). Da konkrete Bruthöhlen aber schwer lokalisierbar sind und Gewässerabschnitte im Regelfall von mehreren Groppen besiedelt werden, wird als Fortpflanzungsstelle der besiedelte Gewässerabschnitt abgegrenzt (hilfsweise unterteilbar anhand von Grenzen wie Einmündungen weiterer Fließgewässer).

Ruhestätte: Die Abgrenzung der Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Die Abgrenzung der Lokalpopulation ist im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren

- Die Groppe ist ein Bewohner sommerkühler und sauerstoffreicher Bäche und Flüsse der Forellen- und Äschenregion mit grobkiesigen bis steinigen Bodensubstraten, es werden aber auch sandige Bäche sowie stehende Gewässer besiedelt. Günstig sind Temperaturen von 14°-16°C. Während sich die Jungfische tagsüber zwischen kleineren Steinen von 2-5 Zentimeter Korngröße und unter Wurzeln verstecken, benötigen die älteren Jahresklassen zunehmend gröbere Fraktionen bis 20 (30) Zentimeter (BLESS 1982: 165, MUEFF 2014, MRLU 1997: 132). Für die Existenz der Art ist demzufolge ein Nebeneinander verschiedener Substrattypen erforderlich. Der bevorzugte pH-Bereich liegt zwischen 6,6-8,0, versauerte Bereiche meidet die Groppe (MÜLLER-KROHLING et al. 2006: 97). Die Gewässer müssen zumindest teilweise beschattet sein, da ansonsten die Sonneneinstrahlung die Gewässertemperatur zu stark erhöht (STAHLBERG-MEINHARDT 1994: 132). Neben dem Schatten sorgen Totholz und Wurzeln von Gehölzen am Ufer auch für Versteckmöglichkeiten gegenüber Prädatoren (THOMLINSON & PERROW 2003: 12). Nach FISCHEREIFORSCHUNGSSTELLE BADEN-WÜRTTEMBERG (2006) sind Beschattungen von > 60 % günstig. Bezüglich des Anteils krautiger Wasserpflanzen geben GAUDIN & CAILLERE (1990: 87) Deckungen bis max. 40 % als bevorzugte Bereiche an.
- Die unterschiedlichen Anforderungen an die Gewässersohle bedingen ein Nebeneinander von schnell- und langsam fließenden Abschnitten von ca. 0,2 bis 1,2 m / Sekunde (BLESS 1990: 585, MUEFF 2014, MRLU 1997: 132).
- Insbesondere für die gewässeraufwärts gerichteten Bewegungen der Groppe ist ein ausreichender Wasserstand wichtig (FISCHER & KUMMER 2000: 316). Entsprechend des Nebeneinanders unterschiedlicher Fließgeschwindigkeiten ergibt sich auch ein Nebeneinander verschiedener Gewässertiefen mit flachen Bereichen und tieferen Stellen (Kolken): Als Mindestgewässertiefen werden 5 cm (THOMLINSON & PERROW (2003: 10) und 10 cm (FISCHER & KUMMER 2000: 315) angegeben. Juvenile bevorzugen Flachwasserbereiche < 20 cm, für Adulte ist keine weitere Tiefenpräferenz bekannt. Teilweise wurde für Adulte ein Meideverhalten von > 1 m tiefen Kolken beobachtet (FISCHEREIFORSCHUNGSSTELLE BADEN-WÜRTTEMBERG 2006). Andererseits können Kolke gerade bei Niedrigwasser zu wichtigen Rückzugsräumen der Groppe werden (FISCHER & KUMMER 2000: 314).
- Die Groppe wurde früher als empfindlich gegenüber Gewässerverschmutzung angesehen. Diese Einschätzung wird durch neuere Untersuchungen nicht mehr vollständig bestätigt. Offenbar ist die Art unempfindlicher gegenüber organischen Belastungen als bisher angenommen, solange die Ansprüche an Sauerstoffgehalt und Wassertemperatur nicht beeinflusst werden und das Sohlsubstrat nicht verstopft / verschlammt (THIELE & HÖPEL 2004: 45; STAHLBERG-MEINHARDT 1994: 120 ff; THOMLINSON & PERROW 2003: 9).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Junge Groppen werden nach dem Schlupf von der Strömung verdriftet und treiben in ruhige Gewässerabschnitte. Hier wachsen sie heran, bis sie kräftig genug sind, um wieder gegen die Strömung anzuschwimmen. Bei diesen Aufwärtswanderungen stellen Barrieren ein Problem dar, weil die Groppe als bodengebundene Fischart ohne Schwimmblase selbst geringe Sohlabstürze nicht überwinden kann (BLESS 1990: 585, LANUV 2010, MUEFF 2014).
- Die Groppe gilt üblicherweise als relativ ortstreu Art, wobei neuere Untersuchungen zumindest für einen Teil der jeweiligen Population auch eine größere Mobilität belegen. - Bei einer Untersuchung in Frankreich fanden DOWNHOWER et al. (1990: 119) einen Zusammenhang zwischen Dichte und Aktionsraum: bei hoher Dichte war die durchschnittliche Entfernung zwischen Wiederfängen 4 bis 10m, bei stark variierender Dichte 12 bis 48 m. SPÄH & BEISENHERZ (1986: 33) fanden nach einem Wiederbesiedlungsversuch eine Ausbreitung auf ca. 500m nach 10 Monaten und nach ca. 20 Monaten war ca. 1 km besiedelt. WATERSTRAAT (1992: 148) konnte eine hohe Ortstreue (bis 150 m) in günstigen Habitaten Nordwestbrandenburgs bestätigen, bei Fehlen optimaler Habitat oder bei hoher Dichte wie zur Laichzeit wurden jedoch auch größere Ortsbewegungen durchgeführt. STAHLBERG-MEINHARDT (1994: 156, 162) konnte in Niedersachsen zeigen, dass nur ca. 10 % der Individuen stationär (Ortsveränderungen bis 100 m) waren und schlussfolgert, dass bei der Art keine Wanderungen im Sinne von Laich- oder Fresswanderungen stattfinden, aber eine zeitlich-räumlich dynamische Nutzung vom Fließgewässer. KNAEPKENS et al. (2004a: 317) fanden in Belgien an Flüssen, bei denen Laichhabitate begrenzt waren, eine geringere Mobilität vor (durchschnittliche Distanzen der Individuen 17-18 m, max. 100m) als während der Laichzeit (durchschnittlich 26-133 m, max. 260 m). Dies wird mit der Suche der Individuen nach Laichhabitaten in Verbindung gebracht. Weiterhin zeigte sich, dass einige Individuen entweder ortstreu oder mobil waren, während andere zwischen beiden Verhaltensweisen wechselten. An belgischen Flüssen, wo Laichhabitate ausreichend vorhanden waren, wurde keine saisonabhängige Mobilität gefunden (KNAEPKENS et al. 2005: 224). Die Untersuchung deutete für die meisten Individuen geringe Aktionsräume (< 10m) an, während einige Individuen Distanzen von 20-270 m zurücklegten. Auch hier zeigte sich, dass die Groppenpopulation neben ortstreuem auch einige mobile Individuen enthielt.

Sonstige Hinweise

- Anhand von genetischen Untersuchungen wurde die Groppe *Cottus gobio* in mehrere neue Spezies aufgeteilt: Die Westgroppe *Cottus gobio* besiedelt die Einzugsgebiete von Elbe, Weser und Donau sowie das Oberrheingebiet bis Mainz. Im Mittel- und Niederrhein lassen sich Scheldegroppe *Cottus perifretum* in den Fluss- Unterläufen und Rheingroppen *Cottus rhenanus* in den Mittelgebirgsbächen nachweisen. Der Rhein und der Unterlauf der Mosel wird vom Hybrid *Cottus perifretum x rhenanus* besiedelt (LAVES 2011: 2, NOLTE et al. 2005: 14).
- Besondere Bedeutung kommt bei Groppen quellnahen Populationen zu, von der aus quellfernere Bereiche wieder besiedelt werden können (MUEFF 2014).

Maßnahmen

1. Behebung von Wanderbarrieren in Fließgewässern (RLP12)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Barrieren verhindern die gewässeraufwärts gerichteten Kompensationswanderungen vor allem der Jungfische und somit den genetischen Austausch zwischen den Teilpopulationen eines Fließgewässers. Selbst kleinere Wanderhindernisse wie Schwellen, Abstürze und kleine Mühlenwehre werden von der Groppe kaum überwunden. In der Maßnahme werden Wanderhindernisse für die Groppe beseitigt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Von der Groppe besiedelte Gewässer mit unüberwindbaren Höhenunterschieden (nach Behebung der Wanderbarriere sollte eine Besiedlung zu erwarten sein).
 - Bezüglich der (abrupten) Höhenunterschiede, die die Groppe nicht mehr bewältigt, liegen verschiedene Angaben vor: 15-20 cm (MUEFF 2014, SCHNEIDER & CORTE 2005: 52); 18-20 cm (UTZINGER et al. 1998: 882 mit Empfehlung, 20 cm als Schwellenwert zu nehmen), 20 cm (MÜLLER-KROHLING et al. 2006: 97 unter Verweis auf SCHADT 1993). Im konservativen Sinn wird empfohlen, 15 cm als auslösenden Schwellenwert für die Beseitigung eines Höhenunterschieds zu nehmen.

- Bei suboptimaler Habitatausprägung ggf. Kombination mit Maßnahme 2.
- Negative Wirkungen auf die Groppe sind durch den Nordamerikanischen Signalkrebs *Pacifastacus leniusculus* belegt (GUAN & WILES 1997) und ggf. für weitere invasive Krebsarten zu vermuten. Die Beseitigung von Wanderhindernissen für die Groppe kann ein Einwandern invasiver Krebsarten fördern. Liegen Nachweise oder Hinweise auf Vorkommen invasiver Krebsarten im Gewässer vor, ist eine Einzelfallentscheidung erforderlich.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- BLOHM et al. (1994: 68) empfehlen (im Rahmen von Wiederansiedlungen) eine durchgängig für die Groppe geeignete Gewässerstrecke von in der Regel mind. 1 km.
- Behebung abrupter Höhenunterschiede von > 15 cm z. B. durch Bau von Fischaufstiegshilfen wie Sohlgleiten mit möglichst geringem Gefälle und naturraumtypischem Material, wodurch gleichzeitig geeignete Habitate entstehen (NLKWN 2011: 9),
- Die Fließgeschwindigkeit der Fischaufstiegshilfe muss gering sein bzw. bleiben, da die Groppe sonst nicht aufwärts wandern kann. Als Orientierungswert soll die Fließgeschwindigkeit nicht größer sein als in dem von der Groppe besiedelten Gewässerabschnitt.
 - KNAEPKENS et al. (2006: 25) fanden an einer belgischen Fischaufstiegshilfe, dass die Becken oberhalb von Überläufen mit Fließgeschwindigkeiten von 0,42-0,62 m/sec sowie 0,31-0,44 m/sec nicht mehr erreicht wurden. Die Autoren empfehlen zur Reduzierung der Fließgeschwindigkeit an den Überläufen z. B. Steine (unmittelbar vor und hinter dem Überlauf), die Gestaltung der Überläufe mit vertikalen Trennwänden oder die Anlage von „Umleitungen“ des Fließgewässers („bypass channel“; ebd.: 27). LFV & LfU (2012: 14) geben als kritische Geschwindigkeit in Fischaufstiegshilfen für Fischarten mit schwacher Schwimmleistung maximale Fließgeschwindigkeiten von 0,35-0,60 m/sec an.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Prüfen der Funktionsfähigkeit der Wanderhilfe (z. B. Sohlgleite) nach Frühjahrshochwassern oder anderen Ereignissen, die zu einer Beeinträchtigung der Aufstiegshilfe führen könnten.
 - Landesbetrieb Bau Sachsen-Anhalt (2011) stellte bei einer Überprüfung einer Sohlgleite u. a. für die Groppe fest, dass sich nach Hochwasser Schwemmgut abgelagert hatte. Eine Beeinträchtigung der Funktion wurde nicht ausgeschlossen. Zur Aufrechterhaltung der Funktion wird empfohlen, die Prüfung auf Notwendigkeit einer Treibguträumung zweimal jährlich durchzuführen: im März / April nach dem Frühjahrshochwasser und im September / Oktober.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Einwanderungsgefahr durch invasive Krebsarten beachten, die auf die Groppe negative Wirkungen haben (s. o.).
- Der Abbau von Barrieren durch Bau von Sohlgleiten o. a. Fischaufstiegshilfen ist eine umfangreiche Maßnahme, die eine detaillierte technische Planung erfordert. Detaillierte Ausführungen zur Anlage von Fischwanderhilfen geben z. B. BMLFUW (2012) oder LFV & LfU (2012).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist unmittelbar bzw. ab der nächsten Laichsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme wird in der Literatur zahlreich empfohlen (z. B. BARADUN 1990: 67; BFN 2008; HENNINGS 2003: 80, LAVES 2011: 9; MUEEF 2014, MRLU 1997: 132; SGD Nord 2016: 5).

- Die Wirksamkeit der Maßnahme ist nachgewiesen: Bei einer Renaturierung eines Baches in Sachsen-Anhalt (Landesbetrieb Bau Sachsen-Anhalt 2011) wurde eine Sohlgleite auf ca. 40 m errichtet. Sie wurde aus 13 Querriegeln von Blocksteinen gefertigt. Die Querriegel hatten einen Abstand von 1,4 bis 3,0 m, dazwischen waren Becken zur Gewährleistung eines ausreichenden Wasserstandes angelegt. Zwischen den Blocksteinen, aus denen die Querriegel bestanden, waren Lücken von 15-20 cm. Nach der Fertigstellung 2004 konnte bei einer Kontrolle 2009 die Durchgängigkeit u. a. für die Groppe nachgewiesen werden. Die Sohlgleiten wurden auch als Lebensraum angenommen.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von Habitaten bezüglich ihrer Struktur (G6.2.1, RLP4, RLP11)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In aktuell suboptimal ausgeprägten Gewässern erfolgen Maßnahmen zur Strukturanreicherung der Gewässersohle (u. a. mit Funktion Laichplatz) sowie des Ufers.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Von der Groppe aufgrund suboptimaler Gewässerstruktur in geringer Dichte besiedelte Mittelgebirgsbachabschnitte.
- Alternativ: Von der Groppe aufgrund suboptimaler Gewässerstruktur unbesiedelte Mittelgebirgsbachabschnitte, wobei sich direkt besiedelte Abschnitte anschließen, so dass nach der Habitataufwertung eine Besiedlung zu erwarten ist.
- Bei Barrieren im Gewässer Kombination mit Maßnahme 1.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. BLOHM et al. (1994: 68) empfehlen (im Rahmen von Wiederansiedlungen) eine durchgängig für die Groppe geeignete Gewässerstrecke von in der Regel mind. 1 km. Je nach vorhandener Situation wird eine Kombination folgender Maßnahmen umgesetzt:
- Zur Erhöhung der Gewässerdynamik und zur Habitataufwertung werden Strukturelemente ins Gewässer eingebracht. Neben einer direkten Habitataufwertung sind auch indirekte Effekte wie Neubildung von Kolken, Kiesbänken, Laufverlagerungen etc. das Ziel.
 - Einbringen von Strukturelementen z. B. von Kiesbänken, Totholz (LAVES 2011: 9), „Störsteinen“ (HENNING 2003: 77; SCHNEIDER & CORTE 2005: 80) oder Keramikziegeln (KNAEPKENS et al. 2004b; Maße: 29 cm x 21,5 cm x 2,5 cm) bevorzugt an tiefere Stellen, die in der Brutzeit trockenfallen (ebd.: 2450). Die Strukturen dienen zum einen als direkte Habitatverbesserung (z. B. Laichplatz, Versteck), zum anderen soll die Gewässerdynamik angeregt werden (Neubildung von Kolken, Kiesbänken, Laufverlagerungen).
 - BLESS 1981 (zit. bei FISCHEREIFORSCHUNGSSTELLE BADEN-WÜRTTEMBERG 2006) beschreibt, dass im von ihm untersuchten Gewässer die Steine, welche die Abdeckung der Laichhöhle bildeten, einen Durchmesser > 20 cm hatten.
 - Zusätzlich zum direkten Einbringen: Belassen von Totholz im Gewässer (SCHNEIDER & CORTE 2005: 80).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Einbringen von Strukturen: Die Maßnahme ist unmittelbar bzw. ab der nächsten Laichsaison wirksam. Um der Groppe eine Eingewöhnung / Besiedlung von angrenzenden Gewässerabschnitten zu ermöglichen, soll die Vorlaufzeit jedoch mind. 1 Jahr betragen, je nach Entfernung der nächsten von der Groppe besiedelten Gewässerabschnitte und der erwarteten Einwanderungszeit auch mehr.
- Ufergehölze mit Ziel Erhöhung der Beschattung: Die Maßnahme ist innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam bei Verwendung hoher Pflanzqualitäten (Höhe mind. 2 m) oder bei Verwendung von Stecklingen oder (bei geringer Gewässerbreite) auch bei Nutzung von Naturverjüngung (jeweils mit Schwerpunkt auf schnellwüchsige Arten wie Weiden).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahme ist aufgrund nachgewiesener Wirksamkeit und aus Sicht der Artökologie plausibel, Ihre Eignung wird als hoch bewertet. Bei einer Umsetzung sind die artspezifischen Anforderungen an die Fließgeschwindigkeit und das Gefälle besonders zu beachten.
- Strukturerhöhung im Gewässer: Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme wird in der Literatur empfohlen (z. B. HENNINGS 2003: 80; LAVES 2011: 9; SCHNEIDER & CORTE 2005: 80; SGD Nord 2016: 13f.). KNAEPKENS et al. (2004b: 2445) wiesen in Flachlandbächen Flanderns nach, dass künstlich eingebrachte Keramikziegel als Laichsubstrat angenommen wurden. SCHNEIDER & CORTE (2005: 102ff.) führten am Holperbach (RLP) Maßnahmen zur Erhöhung der Gewässerdynamik sowie zur Ufergestaltung durch (lokale Entfernung der Uferbefestigung, deren Steine im Gewässer als „Störsteine“ eingebracht wurden, abschnittsweise Pflanzung eines Erlen-Gehölzsaums, Anlage eines wenige Meter breiten Gewässerrandstreifens). Nach 5 Jahren zeigten sich „erhebliche strukturelle Verbesserungen“: partielle Laufverlegung, neue Geschiebedepots wurden am Ufer aktiviert und örtlich abgelagert als Grundlage für kieslaichende Arten. An den Totholzansammlungen entstanden Auskolkungen und kiesige Querbänke. Erlen trugen zur Beschattung und zur Erhöhung des Nahrungsangebotes bei (Wirkkette: Erlenlaub – Bachflohkrebs – Groppe). Es wurden im Jahr 2004 66 Groppen nachgewiesen gegenüber 15 Groppen im Jahr 1997.
 - PRETTY et al. (2003: 255 ff.) werteten mehrere Renaturierungsmaßnahmen zur Schaffung von „artificial riffles“ (mit Einbringung von Kies) und Strömungsregulierungen (Steine, Blöcke, Holzpfähle) in britischen Tieflandflüssen aus. Beide Maßnahmentypen hatten auf die Groppe positive Wirkungen, allerdings waren die Maßnahmen zur Einbringung von Kies nur schwach signifikant und die zur Strömungsregulierung wegen hoher Standardabweichung nicht signifikant. Insgesamt zeigte die Groppe keine starke Reaktion auf die Renaturierung, möglicherweise weil die Maßnahmen nicht großräumig genug umgesetzt wurden. In Gewässern mit größerem Gefälle und größerer Strömungsgeschwindigkeit seien aber positive Wirkungen strömungsregulierender Strukturen auf Fische nachgewiesen z. B. durch Schaffung von Kolken oder größerer Wassertiefe.
- Ufergestaltung: die Maßnahmen sind innerhalb von bis zu 5 Jahren entwickelbar. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme wird in der Literatur empfohlen (z. B. HENNINGS 2003: 80; LANUV 2010; LAVES 2011: 9, MUEEF 2014; SGD Nord 2016: 13 f.) und ist aus der Artökologie plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Groppe bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in der Beseitigung von Querungshindernissen und der strukturellen Aufwertung von Gewässern.

Quellen:

Barandun, J. (1990): Auswirkungen von Ausbreitungsbarrieren auf das Vorkommen von Groppen (*Cottus gobio*) – Anregungen für den Artenschutz. *Natur und Landschaft* 65 (2): 66-68.

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2008): *Cottus gobio* Linnaeus, 1758. <https://www.bfn.de/themen/natura-2000/lebensraumtypen-arten/arten/fische/cottus-gobio-linnaeus1758.html>, Abruf 25.01.2018

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2017): Maßnahmenblatt Äsche (*Thymallus thymallus*). https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/Fis_Thymthym.pdf, 14 S, Abruf 30.01.2018. Stand der Website: 19.01.2017

Bless, R. (1982): Untersuchungen zur Substratpräferenz der Groppe, *Cottus gobio* Linnaeus 1758. *Senckenbergiana biol.* 63 (3/4): 161-165.

Bless, R. (1990): Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). *Natur und Landschaft* 65 (12): 581-585.

Blohm, H.-P.; Gaumert, D.; Kämmereit, M. (1994): Leitfaden für die Wieder- und Neuansiedlung von Fischarten. *Binnenfischerei in Niedersachsen* 3, Hildesheim, 90 S.

Bohl, E.; Vordermeier, T. (1999): Untersuchungen zur Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische. *Materialien. B. L. F. Wasserwirtschaft. München, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*: 222. Zitiert bei BMLFUW 2012: 11

BMLFUW, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (2012): Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien: 102 Seiten

Downhower, J. F.; Lejeune, P.; Gaudin, P.; Brown, L. (1990): Movements of the chabot (*Cottus gobio*) in a small stream. *Polskje Archiwum Hydrobiologii* 37 (1-2): 119-126.

Fischer, S.; Kummer, H. (2000): Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (*Cottus gobio* L.) in an alpine stream. *Hydrobiologia* 422/423: 305-317.

Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg (2006): Obere und Untere Forellenregion: 2. Groppe. www.landwirtschaft.mlr.baden-wuerttemberg.de/pb/site/lel/get/documents/MLR.LEL/PB5Douments/lazbw_ffs/Groppe.pdf, Abruf 28.01.2018

Gaudin, P.; Caillere, L. (1990). Microdistribution of *Cottus gobio* L. and Fry of *Salmo trutta* in a first order Stream. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 37: 81-93.

Guan, R.-Z.; Wiles, P. R. (1997): Ecological Impact of Introduced Crayfish on Benthic Fishes in a British Lowland River. *Conservation Biology* 11 (3): 641-647.

Hennings, R. (2003): Artengutachten für die Groppe (*Cottus gobio* Linnaeus 1758) Status in Hessen, Verbreitung, Bewertung der Vorkommen. Gutachten im Auftrag des HDLGN, 96 S.

Landesbetrieb Bau Sachsen-Anhalt (2011): Gewässerrenaturierung entlang der B6n im nördlichen Harzvorland - Posterausstellung des AK 2.9.6 der FGSV. FGSV Landschaftstagung vom 19.-20.05. 2011 in Halle (Saale) http://www.fgsv.de/fileadmin/Veranstaltungen/2011/Landschaftstagung/Postersession_2.9.6/01_Gewaesserrenaturierung_entlang_der_B_6.pdf, Abruf 26.01.2018

LAVES (Hrsg. 2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Fischarten in Niedersachsen. – Fischarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie und weitere Fischarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Koppe, Groppe oder Mühlkoppe (*Cottus gobio*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 13 S, <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/50798>, Abruf 25.01.2018

LFV (Landesfischereiverband Bayern e. V..) & LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2012): Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern –Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb, 150 S., München

Knaepkens, G.; Bruyndoncx, L.; Eens, M. (2004a): Assessment of residency and movement of the endangered bullhead (*Cottus gobio*) in two Flemish rivers. *Ecology of freshwater fish* 13 (4): 317-322.

Knaepkens, G.; Bruyndoncx, L.; Coeck, J.; Eens, M. (2004b): Spawning habitat enhancement in the European bullhead (*Cottus gobio*), an endangered freshwater fish in degraded lowland rivers. *Biodiversity & Conservation* 13 (13): 2443-2452.

Knaepkens, G.; Baekelandt, K.; Eens, M. (2005): Assessment of the movement behaviour of the bullhead (*Cottus gobio*), an endangered European freshwater fish. *Animal Biology* 55 (3): 219-226.

Knaepkens, G.; Baekelandt, K.; Eens, M. (2006): Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish* 15: 20-29.

LANUV, Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Groppe (*Cottus gobio* Linnaeus, 1758). <http://ffh-arten.naturschutzinformationen.nrw.de/ffh-arten/de/arten/gruppe/fische/schutzziele/106821>, Abruf 25.01.2018

Linlokken, A. (1997): Effects of Instream Habitat Enhancement on Fish Populations of a Small Norwegian Stream. *Nordic Journal Freshwater Research* 73: 50-59.

MRLU, Ministerium für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (1997): Die Fischfauna von Sachsen-Anhalt. Verbreitungsatlas, 180 S.

- MUEEF, Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten des Landes Rheinland-Pfalz (2014): Steckbrief zur Art 1163 der FFH-Richtlinie: Groppe (*Cottus gobio*).
<http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1163>, Abruf 25.01.2018
- MUF, Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz (2000): Fische und Fischerei in Rheinland-Pfalz. Bestandsaufnahme, fischereiliche Nutzung, Fischartenschutz. 258 S.
- Müller-Kroehling, S.; Franz, Ch.; Binner, V.; Müller, J.; Pechacek, P.; Zahner, V. (2006): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie in Bayern als Praxishandbuch und Materialsammlung für das Gebietsmanagement der NATURA 2000-Gebiete. LWF, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, 198 S.
- Nolte, A. W.; Hartl, A.; Freyhof, J. (2005): Groppen, Koppen oder Kauzeköpp: Viele Namen – viele Arten. In Verband Deutscher Sportfischer e. V. (VDSF): Fisch des Jahres 2006 Koppe (*Cottus gobio* L.), 45 S.
- Pretty, J. L.; Harrison, S. S. C.; Shepherd, D. J.; Smith, C.; Hildrew, A. G.; Hey, R. D. (2003): River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40: 251–265
- Rötsch, H. (2013): Die Liasion der Kauzeköpp. *MaxPlanckforschung* 4 / 2013: 56-63.
- Schneider, J.; Korte, E. (2005): Strukturelle Verbesserungen von Fließgewässern für Fische. Empfehlungen für die Lebensraumentwicklung zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung (GFG) mbH, 124 S.
- SGD Nord, Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord (2016): Natura 2000. Bewirtschaftungsplan (BWP-2011-01-N). Teil B: Maßnahmen. FFH 5408-302 „Ahrtal“. 31 S.
- Späh, H.; Beisenerz, W. (1986): Wiederbesiedlung von Forellenbächen- Erfolgreiche Versuche mit Groppen. *LÖLF-Mitteilungen* 3: 28-33.
- Stemmer, B.; Jacobs, G. (2015): Erfolgreiche Wiederansiedlung der Groppe im Emscher-Einzugsgebiet. *Natur in NRW* 4/2015: 13-17.
- Thiele, V.; Höpel, R. (2004): Zur Kenntnis der autökologischen Ansprüche und des Gefährdungsgrades der Westgroppe (*Cottus gobio* L.) im Landkreis Nordwestmecklenburg. *Archiv Freunde Naturgesellschaft Mecklenburg* 43: 45-54.
- Tomlinson, M. L.; Perrow, M. R. (2003): Ecology of the Bullhead *Cottus gobio*. *Conserving Natura 2000 Rivers. Ecology Series No. 4*, 18 S.
- Utzinger, J.; Roth, C.; Peter, A. (1998): Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 35: 882-892.
- Waterstraat, A. (1992): Populationsökologische Untersuchungen an *Cottus gobio* L. und anderen Fischarten aus zwei Flachlandbächen Norddeutschlands. *Limnologica* 22 (2): 137-149.

5 Wirbellose

5.1 Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*)

Asiatische Keiljungfer *Gomphus flavipes* ID 138

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist der von der Art am Entwicklungsgewässer besiedelte Habitatkomplex. Neben den sonnenexponierten Sitzwarten der Männchen in der Uferzone des Fließgewässerabschnitts (LEOPOLD 2004) sind darin eingeschlossen auch regelmäßig genutzte Flugrouten sowie ein Mindestumfang an Jagdhabitaten der adulten Libellen im weiteren Gewässerumfeld. Aufgrund der mehrjährigen Entwicklungszeit der Larven im Gewässer können auch in der Untersuchungssaison nicht beflogene Gewässer/ -abschnitte aktuelle Fortpflanzungsstätten sein.

Ruhestätte: Die Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte inbegriffen. Schlafplätze befinden sich in den Vegetationsstrukturen in Gewässernähe. Zu Reifehabitaten der Art (in denen die Imago nach dem Schlupf bis zur Rückkehr ans Gewässer aushärtet) gibt es wenige Beobachtungen (STERNBERG & BUCHWALD 2000).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Reproduktionsgemeinschaft eines besiedelten Fließgewässerabschnitts bzw. klar voneinander trennbare Vorkommen, zwischen denen jeweils mindestens ein bis drei Kilometer Abstand besteht. Bei kontinuierlich besiedelten Fließgewässern ist durch die Untersuchung der Exuvienverteilung zu prüfen, ob Lücken in der Verbreitung bestehen, die eine Unterteilung in mehrere lokale Populationen rechtfertigen (BfN-Internethandbuch).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Asiatische Keiljungfer besiedelt typischerweise unbelastete, natürlich mäandrierende Ströme / Flüsse (Epi- bis Hypopotamal) mit feinem detritushaltigem Substrat bzw. einem sandig-schlammigem Grund. Technisch ausgebaute Fließgewässer (Kanäle) werden als Ersatzbiotop angenommen, sofern sie Bereiche im Strömungsschatten, z.B. Bühnenfelder, aufweisen (STERNBERG & BUCHWALD 2000).
- In größeren Fließgewässern besetzt die Art vorzugsweise strömungsarme Buchten oder Gleithangzonen mit ausgedehnten, strandähnlichen Uferbereichen, Bäche sind als Lebensraum tendenziell ungeeignet (NLWKN 2011).
- Larvalhabitat:
 - Die Larven von *G. flavipes* siedeln vorwiegend im Feinsediment von flachen Buchten / Zwischenbuchtenabschnitten und Gleithangzonen, im Strömungsschatten von Inseln und entwurzelten / im Strom festgesetzten Bäumen, oft in geringer Tiefe.
 - Auch ein kleinräumiges Vorkommen geeigneter Substrate (bspw. zwischen Steinen und Blockschüttungen) scheint den Larven zur Besiedlung auszureichen (STERNBERG & BUCHWALD 2000).
 - Nach einer Entwicklungsphase von 2-3 Jahren schlüpfen die Imagines ab Anfang Juli in direkter Nachbarschaft zu den Larvalhabitaten, oft nur wenige Zentimeter von der Wasserlinie entfernt (STERNBERG & BUCHWALD 2000). An das Schlüpfsubstrat stellt die Art dabei keine besonderen Ansprüche¹¹. Vegetationsstrukturen am Ufer (Gräser, Ufergehölze) werden ebenso genutzt wie Sand oder Steine, submerse Vegetation wird nicht beansprucht, wahrscheinlich sogar gemieden (WINTERHOLLER & LEININGER 1999, STÜBING & HILL 2009, STERNBERG & BUCHWALD 2000).

¹¹ Charakteristisch für die Asiatische Keiljungfer ist der horizontale Schlupf in verhältnismäßig kurzer Zeit (vom Schlüpfvorgang bis zum Jungfernflug vergehen unter Umständen weniger als 15 Minuten), vermutlich eine Anpassung an den regelmäßigen Wellenschlag im Uferbereich bzw. hohe Prädation durch Vögel. Exuvien finden sich in einer Höhe von 5 – 70 cm (STÜBING & HILL 2009:2).

- Imaginalhabitat:

- Reife-, Jagd- und Ruhehabitat: Nach dem Schlupf suchen die Tiere zumeist blüten- und damit insektenreiche Lebensräume auf wie z.B. nur ein- oder zweimal gemähte Wiesen, Brachen, Uferföhrichte, Waldränder und -lichtungen. Hier machen sie Jagd auf andere Insekten, um die notwendige Energie für die Fortpflanzung aufzunehmen. Entsprechend blütenreiche Lebensräume sind daher in der Umgebung der Fortpflanzungsgewässer **wichtig** (BfN Internethandbuch¹², <http://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/libellen/steckbrief/151993>). Nach einer Reifezeit von ca. 2 Wochen kehren die Imagines zur Fortpflanzung an das Fließgewässer zurück. Paarung beginnt im Flug und endet sitzend, Eiablage erfolgt während des Fluges in strömungsärmere Buchten im Flachwasserbereich, zuweilen auch in der Strommitte, die Eier sinken ab und bleiben mit ihrer klebrigen Gallerthülle am Sediment haften (STERNBERG & BUCHWALD 2000).
- Lt. BEUTLER (1985) ruhen die adulten Libellen offenbar gerne in kleinklimatisch begünstigten Offenlandbereichen wie ungemähten, windgeschützten Wiesen im weiteren Umfeld des Gewässers (zitiert in STERNBERG & BUCHWALD 2000) sowie an Waldwegen und sonnenexponierten, sandigen Ufern (AGUESSE 1968 zitiert in STERNBERG & BUCHWALD 2000). Nennenswerte Ansprüche an die Gewässer-/Ufervegetation werden vermutlich nicht gestellt, die betreffenden Flussabschnitte sind „wohl meist un- oder nur gering beschattet“ (STERNBERG & BUCHWALD 2000: 290).

Räumliche Aspekte / Vernetzung:

Die im Vergleich zu den Larven vergleichsweise mobilen Imagines stellen das Ausbreitungsstadium der Art dar. Es gelingen Beobachtungen fliegender Tiere nicht selten im Abstand von mehreren Kilometern zum Fortpflanzungsgewässer (Niederlande: bis zu 35 km, CROMBAGHS & HARBRAKEN 2002 zit. im BfN-Internethandbuch; Brandenburg: bis zu 50 km Entfernung, Mauersberger, mdl. zit. im BfN-Internethandbuch).

Maßnahmen

1. Gewässersanierung (G6) durch Regulierung des Feinsubstrats (RLP5), Rückbau von Uferbefestigungen (G6.2.1) / Freistellen beschatteter Gewässerstrukturen / Entbuschung (G6.3), Extensive Gewässerunterhaltung (G6.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch den Rückbau von Uferbefestigungen und die Regulierung des Feinsubstratanteils wird eine naturnahe Flussdynamik wiederhergestellt und damit die Strukturvielfalt im / am Fließgewässer erhöht. Durch gezielte Vegetationspflege wird das Habitat darüber hinaus für die Art aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen wie z.B. Freizeitaktivitäten (Bootsverkehr, Badestellen) oder Abwassereinleitungen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche befindet sich im besiedelten Fließgewässer, eignet sich in Bezug auf die Wasserführung / Substratverhältnisse prinzipiell für eine Neubesiedlung und ist nicht weiter als 2 km vom betroffenen Vorkommen entfernt (RUNGE et al 2010 für die diesbezüglich vergleichbare Grüne Keiljungfer).
- Die Fließgewässerabschnitte müssen für einen wirksamen Schutz eine Mindestlänge von 5 km aufweisen (WERZINGER & WERZINGER 1994 zitiert in STERNBERG & BUCHWALD 2000).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Zur Förderung der Entwicklung eines naturnäheren Zustands und damit einer erhöhten Strukturvielfalt (Wechsel besonnener und beschatteter Abschnitte, variierender Fließgeschwindigkeit durch Mäander, Auenbereiche mit naturnaher Überflutungs- und Geschiebedynamik) werden Gewässerverbauungen / Uferbefestigungen aus Beton soweit möglich entfernt (WILDERMUTH & KÜRY 2009, NLWKN 2011).

¹² http://www.ffh-anhang4.bfn.de/oekologie-asiatische-keiljungfer.html?&no_cache=1, letzter Abruf 19.05.2016.

- Im Sinne einer Gewässerrenaturierung wird für die Art lt. WILDERMUTH & KÜRY (2009) im Uferbereich eine günstige Vegetationssituation geschaffen:
 - Starkes Gehölzaufkommen zur Förderung der Strukturvielfalt selektiv auslichten, über das Wasser ragende Äste als Warten für die adulten Libellen bleiben dabei in ausreichendem Maße bestehen. Ufergehölze sind für die Art vor allem dann förderlich, wenn sie sich auf der sonnenabgewandten Seite befinden und das Gewässer nicht übermäßig beschatten (WILDERMUTH & KÜRY 2009: 24).
 - Gleichzeitig sollten auch offene, vegetationsfreie Uferbereiche mit guter Besonnung geschaffen werden. Neophytenbewuchs (wie Japanknöterich, Drüsiges Springkraut und Goldruten-Arten) wird generell entfernt (WILDERMUTH & KÜRY 2009).
- Breite und Nutzungen von Uferbrachen und Gewässerrandstreifen sind im Einzelfall festzulegen. Das BfN-Internethandbuch empfiehlt die Einrichtung von beidseitigen Uferstrandstreifen mit einer Breite von mindestens 10 m, die nicht oder lediglich einschürig genutzt werden sowie zusätzlich die Einrichtung von Pufferzonen von 30-50 m Breite zu intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen (z.B. Äcker, Grünland mit Düngung, die deutlich über die Nährstoffentnahme hinausgeht).
- Extensivierung der Gewässerunterhaltung:
 - Sohlräumungen erfolgen höchstens abschnittsweise und nur nachdem die oberste Sedimentschicht abgetragen und an anderer Stelle wieder ausgebracht wurde (STERNBERG & BUCHWALD 2000).
 - Verzicht von Ausbaggerungen in Zwischenbuhnenfeldern (BfN-Internethandbuch).
 - Förderung des Totholzanteils. Totholz fördert die Ablagerung unterschiedlich feiner bzw. grober Bodenmaterialien auf kleinstem Raum und schafft damit günstige Lebensräume für die Larven (BfN-Internethandbuch).
- Eine Vernetzung der einzelnen Teilhabitate wird mit ganzjährig besonnten, möglichst kurzen, kontinuierlichen Leitlinien / Korridoren mit höherer Vegetation (z.B. Grabenbrachen, Acker- und Wiesenrandstreifen, Wegraine, etc.) gefördert (STERNBERG & STERNBERG 2004).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Keine ufernahe Mahd (bis 20 m Entfernung vom Ufer) während der Flugzeit (Anfang Juni bis Mitte August) (BfN-Internethandbuch).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Es ist davon auszugehen, dass die Maßnahme im Allgemeinen innerhalb von 2-4 Jahren wirksam werden kann.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird von Experten empfohlen (WILDERMUTH & KÜRY 2009, BfN-Internethandbuch). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.
- Die Wirksamkeit ist aus der Artökologie grundsätzlich plausibel, daher ist eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme plausibel.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit:

Für die Asiatische Keiljungfer besteht eine geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahme in Form von Gewässersanierung.

Quellen:

BfN Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Asiatische Keiljungfer. http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh_anhang4-asiat-keiljungfer.html. Letzter Aufruf 02.06.2016.

CROMBAGHS, B. & HABRAKEN, J. (2002): *Gomphus flavipes*. Rivierrombout. – In: NVL (NEDERLANDSE VERENIGING VOOR LIBELLENSTUDIE): De Nederlandse Libellen (Odonata). Nederlandse Fauna 4. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, Leiden (KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey- Nederland): 270-273.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des Bfn, Bonn.

NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise Wirbellosenarten – Asiatische Keiljungfer *Gomphus flavipes*.

Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.

Sternberg, K. & Buchwald R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs, Bd.2. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.

Sternberg, K. & Sternberg M. (2004): Veränderung der Artenzusammensetzung und erhöhte Abwanderrate bei Libellen durch die Mahd der Uferwiesen zweier Fließgewässer (Odonata). *Libellula* 23 (1/2): 1-43.

Stübing, S & Hill, B. (2009): Artensteckbrief Asiatische Keiljungfer (*Gomphus flavipes*). I.A. der FENA, Linden / Marburg.

Wildermuth, H. & D. Kury (2009): Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. Schweizerische Arbeitsgemeinschaft für Libellenschutz (SAGLS), Basel.

Winterholler, M.& Leinsinger, H.(1999): *Gomphus flavipes* (Charpentier) bodenständig am Oberrhein in Hessen und Rheinland-Pfalz (Anisoptera: Gomphidae). *Libellula* 18(3/4): 209-211.

5.2 Bachmuschel (*Unio crassus*)

Bachmuschel *Unio crassus* ID 141

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist der Habitatkomplex im besiedelten Abschnitt des Fließgewässers. Neben dem relativ unbeweglichen Altmuschelhabitat im Flachwasser der Uferbereiche sind auch die Habitate der mobileren Jungmuschelstadien miteinzubeziehen. Eine Abgrenzung dieses Gebietes kann nur im Einzelfall und vor Ort geschehen (LEOPOLD 2004, RUNGE et al. 2010).

Ruhestätte: Die Ruhestätte der Art ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Wegen der geringen Beweglichkeit der Bachmuschel und der massiven Bestandsrückgänge der Art (DEGENBECK 1993, ZIMMERMANN et al. 2000, ZETTLER & JUEG 2001, LUNG 2010, NLWKN 2011) müssen alle verbliebenen, räumlich abgrenzbaren Vorkommen als eigenständige lokale Individuengemeinschaften betrachtet werden.
- Zwar können durch Wirtsfische Distanzen zwischen einzelnen Vorkommen überwunden werden, sie sollten aber nur zu einer lokalen Individuengemeinschaft zusammengefasst werden, wenn ein Austausch auch tatsächlich stattfindet. Für die Fische schwer überwindbare Barrieren können diesen Austausch schnell unterbinden. Da die vollständige Lokalisierung aller ansässigen Individuen einer Population häufig nicht möglich ist, wird eine Mindestfläche von je 20 m flussauf- und -abwärts des sichtbaren Vorkommens angesetzt (RUNGE et al. 2010).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bachmuscheln besiedeln Ufer- bzw. Flachwasserbereiche sauberer¹³, aber eher nährstoffreicher (Plankton und Detritus müssen in ausreichendem Maße vorhanden sein), schnellfließender oder sommerkalter Bäche und Flüsse (Gewässergüte I-II) mit stabiler Sohlstruktur / ohne anthropogen bedingte Geschiebefracht (NLWKN 2011).
- Da eine gute Sauerstoffversorgung gewährleistet sein muss, eignen sich stehende Gewässer (Seen, Teiche etc.) tendenziell nicht als Lebensraum (ZETTLER & JUEG 2001). Einzelne Vorkommen in Seen und Gräben sind möglich (LfU 2012).
- Die Art lebt getrenntgeschlechtlich, Weibchen im Altmuschelhabitat (gerne in Hohlkehlen unter Erlenwurzeln oder überhängenden Uferböschungen, lt. DEGENBECK 1993 weniger anspruchsvoll bzgl. des Substrats als Jungmuscheln) nehmen im Frühjahr die von den Männchen abgegebenen Spermien mit dem Atemwasser auf. Anschließend bewegen sie sich in Richtung Bachmitte und geben ihre Larven dort ab (ENGEL 1993 zitiert in LEOPOLD 2004). Weibliche und männliche Individuen müssen in ausreichender Zahl und dicht genug beieinander sitzen, damit die Spermien nicht zu stark im Wasser verdünnt werden und es zu einer erfolgreichen Befruchtung kommen kann (vgl. BAUER et al. 1991 zitiert in COLLING & SCHRÖDER 2003: 650). Die Bachmuschel wächst bis an ihr Lebensende; ältere (also auch größere) Weibchen produzieren wesentlich mehr Eier als jüngere Weibchen.¹⁴

¹³ Von besonderer Bedeutung für die Art scheint der Nitratgehalt zu sein. Werte in den Entwicklungsgewässern liegen gewöhnlich unter 10 mg / l (ZETTLER & JUEG 2001, LEOPOLD 2004).

¹⁴ Lt. ZIMMERMANN et al. (2000) können große Weibchen zwischen März und Juli bis zu fünf Mal pro Jahr laichen und dabei jeweils über 300.000 Eier produzieren.

- Jungmuscheln durchlaufen als Larven ein parasitäres Stadium (Glochidien-Phase, Dauer lt. ZETTLER & JUEG 2001 ca. 3-5 Wochen) und binden sich an Wirtsfische. Einmal infizierte Fische können Antikörper entwickeln, weshalb z. B. bei der Rotfeder nur Jungfische befallen werden (HOCHWALD 1997 zitiert in COLLING & SCHRÖDER 2003). Als häufig genutzte Wirtsfische nennen COLLING & SCHRÖDER (2003) und ZETTLER & JUEG (2001) folgende Arten: Elritze, Mühlkoppe, Döbel, Rotfeder, Dreistachliger Stichling, Kaulbarsch, Bachforelle. Zu beachten ist dabei, dass die Glochidien ohne geeignete Wirtsfische nur 3 Tage lebensfähig sind und eine Eignung als Wirt in jedem Gewässer spezifisch ist, also nur jeweils wenige Arten die Funktion übernehmen können (ZETTLER & JUEG 2001: 11 ff). Struktureichtum im Gewässer (wechselnde Wassertiefen / -breiten und Substratverhältnisse) ist von großer Bedeutung für die Bestände der Wirtsfische und demnach essenziell für die Entwicklung einer Bachmuschelpopulation (LUNG 2010).
- Nach Verlassen der Wirtsfische siedeln die juvenilen Muscheln im gut durchströmten, feinkiesigen bis sandigen Bachsediment ufernaher Flachwasserzonen. Ihr Überleben hängt im Wesentlichen von der Wasserqualität und den Substratbedingungen ab. Selbst unter günstigen Umständen beträgt die Mortalitätsrate im ersten Lebensjahr weit über 90 %. Die reproduktive Phase kann ab dem zweiten Lebensjahr beginnen (LfU 2012, ZIMMERMANN et al. 2000).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Bachmuschel ist mit dem gesamten aquatischen Ökosystem, in dem sie sich aufhält, eng verzahnt, also ist der gesamte Gewässerkomplex ausschlaggebend für das Überleben der Art (RUNGE et al. 2010, LEOPOLD 2004).
- Lt. SCHOLZ (1992, zitiert in RUNGE et al. 2010), ZAJAC & ZAJAC (2006, zitiert in RUNGE et al. 2010) liegt die durchschnittliche Wanderbewegung bei 5 m, Maximalwanderungen von Einzelindividuen bis zu 13 m wurden nachgewiesen (HIEKEL 2007: 84).

Sonstiges

- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Bachmuschel vor (<https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/weichtiere/kleine-flussmuschel/> Abruf 23.01.2018).

Maßnahmen

1. Gewässersanierung (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Aufgabe / die Extensivierung der Flächennutzung im Uferbereich werden Eintragungen von Bodenteilchen, Nähr- und Schadstoffen reduziert. Die Maßnahmen befinden sich gewässeraufwärts und in Höhe von Habitaten der Bachmuschel.

Die Maßnahme übersteigt die Anforderungen, die sich als „Pflichtaufgaben“ zur Erreichung eines guten ökologischen Zustandes aus der WRRL ergeben.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen (z.B. Bootsverkehr, Badestellen) ist sichergestellt.
- Die Maßnahmenfläche befindet sich im besiedelten Gewässer flussaufwärts und in Höhe des aktuellen Vorkommens.
- Die Gewässerunterhaltung ist an die Bedürfnisse der Bachmuschel angepasst (s.u. Maßnahme 2: Extensive Gewässerunterhaltung).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Das Einleiten von Straßenabflüssen sowie ungeklärten Abwässern aus Siedlungen, Drainagen, Fisch- und Geflügelteichanlagen (Nährstoffe, Kalk, Medikamente, etc.) o.ä. ist im Maßnahmenbereich zu unterbinden.
- Nähr- und Schadstoffeinträge sowie Bodenerosion durch land- / forstwirtschaftliche Nutzung werden als Hauptbedrohung der Bachmuschel angesehen. Sie überlagern das Interstitial (also ein essenzielles Teilhabitat der Jungmuscheln, die infolge des Sauerstoffmangels absterben) und verstopfen die Kiemen der adulten Tiere (LfU 2012, HARTENAUER 2012).
 - Zur Minderung von Schadstoffeinträgen und Bodenerosion im weiteren Gewässerumfeld werden Acker- saumstrukturen (Hecken, Büsche, Bäume) angelegt, möglichst höhenlinienparallel, an windexponierten Stellen quer zur Windrichtung. Auch Gräben und Mulden am Feldrain (Sedimentfallen, Pflanzenklärbecken) können Einträge von Bodenpartikeln mindern, wobei diese u.U. auch als Kleingewässer angelegt werden können.
 - Uferbrachen und extensiv genutzte Gewässerrandstreifen als Pufferzone sollten eine Breite von 20 m auf jeder Uferseite aufweisen. Bei Quellbereichen wird ein Durchmesser von 50 m veranschlagt (LUNG 2010). An den nicht ständig wasserführenden Zuläufen wird ein durch Brache oder Gehölze geprägter Pufferstreifen von 10 m Breite an jedem Ufer als ausreichend erachtet (WINKELHAUSEN 1990, zitiert in DEGENBECK 1993: 234).
 - In Abhängigkeit zur Ausgangssituation bzgl. der Ufergehölze sollte die Maßnahme ggf. in Kombination mit der Anpflanzung von Ufergehölzen (Maßnahme 4) erfolgen. Fichtenforste im Maßnahmenbereich sind durch autochthone Gehölzarten der Fließgewässer (z.B. Erlen, Weiden) zu ersetzen¹⁵.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Wirksamkeit zeigt sich voraussichtlich nach 5-10 Jahren, zur Sicherheit sollte von einer langen Entwicklungszeit ausgegangen werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind langfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Maßnahmen, die sich auf eine generelle Optimierung der Wasserqualität auswirken, führen aufgrund der eng mit der Gewässergüte verknüpften Ökologie der Art zu einer Verbesserung des Lebensraums für die Bachmuschel. Vor allem eine Reduzierung der Sedimentfracht im Interstitial, einem essenziellen Teilhabitat für die sensiblen Jungstadien, wird als sehr positiv für die Entwicklung einer intakten Population gewertet (HARTENAUER 2012, LfU 2012, RUNGE et al. 2010, DEGENBECK 1993).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

¹⁵ Fichtenaufforstung bis zum Gewässerrand führt zu sauren Einträgen. Neben einer Verschlechterung der Wasserqualität für die Bachmuschel kommt es zu einer Veränderung der Zusammensetzung der lokalen Fischfauna (COLLING & SCHRÖDER 2003).

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Gering. Als CEF-Maßnahme aufgrund der langfristigen Wirksamkeit nicht geeignet. Als FCS-Maßnahme in Kombination mit Maßnahme 2 geeignet.

2. Rückbau von Uferbefestigungen (G6.2.1), Wiederherstellung der Durchgängigkeit / Aufhebung von Gewässerverrohrungen (G6.2.2), Extensive Gewässerunterhaltung (G6.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Rückbau von Uferbefestigungen, Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit und extensive Gewässerunterhaltung wird die natürliche Fließdynamik im Maßnahmenbereich wiederhergestellt, eine natürliche Selbstreinigung gefördert und somit das Habitat für die Bachmuschel und ihre Wirtsfische aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen (z.B. Bootsverkehr, Badestellen) ist sichergestellt.
- Die Maßnahmenfläche befindet sich im besiedelten Gewässer und eignet sich in Bezug auf die Wasserführung / Substratverhältnisse prinzipiell für eine Neubesiedlung.
- Wirtsfische sind vorhanden bzw. wandern im Zuge der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit ein, sodass eine erfolgreiche Fortpflanzung der Bachmuschel möglich ist.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Zur Förderung der Entwicklung eines naturnäheren Zustands und damit einer erhöhten Strukturvielfalt (variierte Fließgeschwindigkeit durch Mäander, Auenbereiche mit naturnaher Überflutungs- und Geschiebedynamik) werden Sohl- und Uferbefestigungen aus Stein/Beton soweit möglich entfernt (COLLING & SCHRÖDER 2003, LfU 2012, LUNG 2010).
- Auch Verbauungen im Gewässer, welche die Wirtsfische an ihrer Ausbreitung hindern, wie z.B. Verrohrungen, Schwellen und Wehre sind zu entfernen.
- Gerade Gewässerverläufe werden zur Verbesserung einer naturnahen Abfolge von Gleit- und Prallhängen wieder aufgehoben, z.B. mittels Einbringung von Strömunglenkern und Störelementen: Totholzkörper, buhnenartige Lenker, Steine, etc. Auch ein flaches Abbagern von Uferböschungen sowie punktuelle Profileinengungen (mittels Kiesschüttungen) an überdimensionierten Bachabschnitten können sich positiv auf die Fließgewässerdynamik auswirken (HARTENAUER 2012).
- Durch eine dauerhafte extensive Gewässerunterhaltung werden zukünftig Uferzonen und Gewässersohle geschont:
 - Im Maßnahmenbereich sowie flussaufwärts davon wird möglichst auf Grundräumungen und Pflege der Ufervegetation verzichtet, um die Muscheln (neben den relativ gut sichtbaren adulten Individuen sind vor allem die versteckt lebenden Jungmuscheln gefährdet) vor direkter Beeinträchtigung zu schützen (COLLING & SCHRÖDER 2003).
 - Wenn in begründeten Ausnahmefällen (stark verschlammte und überwachsene Bachabschnitte) Pflegemaßnahmen erforderlich werden, sind diese in sehr großen zeitlichen Abständen durchzuführen. Potenzielle Jungmuschelhabitate bleiben unberührt, Großmuscheln werden nötigenfalls evakuiert und im Anschluss an die Pflegearbeiten wieder eingesetzt. Pflanzenmäh erfolgt nur mit geeignetem Gerät (z.B. Mähkorb oder -boot, keine Fräsen), ohne Beeinträchtigung der Gewässersohle / Uferböschung und nie am

gesamten Gewässerlauf. Es sollte nur abschnittsweise (mit Abschnittslängen von ca. 10 m) und wechselseitig gemäht bzw. entkrautet werden, sodass eine geschwungene Stromrinne entsteht. Generell erfolgen Pflegemaßnahmen zwischen September und November, also außerhalb der Laichzeiten der (Wirts)fische (HARTENAUER 2012).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- dauerhafte extensive Gewässerunterhaltung entsprechend den o.g. Vorschriften

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Im Allgemeinen ist bei Renaturierungsmaßnahmen der Fließgewässerdynamik von einer mittelfristigen (5-10 Jahre) bis langfristigen Wirksamkeit (>10 Jahre) auszugehen.
- Je näher sich das Gewässer allerdings dem angestrebten Zustand befindet, desto schneller ist mit einer Wirksamkeit zu rechnen. Bei noch relativ naturnah belassenen Fließgewässern können Maßnahmen im Einzelfall theoretisch bereits im ersten Jahr wirken, allerdings ist der Erfolg erst nach einigen Jahren nachweisbar (lange Entwicklungszeit der Jungmuscheln, versteckte Lebensweise), sodass RUNGE et al. (2010) die Entwicklungsdauer als mittel einstufen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind langfristig entwickelbar, bei günstiger Ausgangssituation u.U. schneller.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Renaturierungsmaßnahmen, die sich auf die Wiederherstellung der Fließgewässerdynamik konzentrieren, werden in der Literatur genannt. Sie führen aufgrund der eng mit der Gewässergüte verknüpften Ökologie der Art zu einer Verbesserung des Lebensraums für die Bachmuschel (Selbstreinigung des Gewässers sowie eine Anreicherung mit Sauerstoff durch streckenweise erhöhte Fließgeschwindigkeit) (COLLING & SCHRÖDER 2003, LfU 2012). Der Rückbau von Verrohrungen und eine extensive Gewässerunterhaltung ermöglicht die Besiedlung durch Wirtsfische bzw. erleichtert deren Ausbreitung und Vermehrung (HARTENAUER 2012). HENKER et al. (2003) führen als Beleg für die Wirksamkeit von Gewässer-Renaturierungen eine Fördermaßnahme am Ailsbach (1999) an, bei der nach Habitatoptimierung für die Wirtsfische der Bachmuschel bereits nach einem Jahr Zielfischarten wieder eingewandert sind und ab diesem Zeitpunkt auch nachweislich mit Glochidien der Bachmuschel infiziert waren (zitiert in RUNGE et al 2010: A 274). Sofern Spenderpopulationen vorhanden und die Durchgängigkeit / Barrierefreiheit für Wirtsfische gewährleistet sind, bestehen Erfolgsaussichten für eine eigenständige Besiedlung sanierter Gewässerabschnitte. Aufgrund der geringen Mobilität der Art nach dem Larvenstadium kann eine eigenständige Besiedlung optimierter Standorte nicht sicher garantiert werden (siehe räuml. Aspekte), es muss eine Umsiedlung erfolgen. Details bzgl. des Vorgehens bei einer Umsiedlung finden sich unter Maßnahme 3.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Keine. Aufgrund der erforderlichen Umsiedlung sowie der mittel- bis langfristigen Wirksamkeit als CEF-Maßnahme nicht geeignet. Als FCS-Maßnahme geeignet.

3. Umsiedlung: Erhöhen der Individuendichte zur Steigerung des Reproduktionserfolgs (RLP3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Umsiedlung einzelner Individuen bzw. kleiner Gruppen wird eine verstreut lebende Restpopulation der Bachmuschel an einer geeigneten Stelle im betreffenden Gewässer zusammengeführt, um die nötige Populationsdichte wiederherzustellen und der Art zu eigenständigem Reproduktionserfolg zu verhelfen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen (z.B. Bootsverkehr, Badestellen) ist sichergestellt.
- Die Maßnahmenfläche befindet sich im besiedelten Gewässer (flussaufwärts des aktuellen Vorkommens) und eignet sich in Bezug auf die Wasserführung / Substratverhältnisse prinzipiell für eine Neubesiedlung.
- Wirtsfische sind vorhanden, sodass eine erfolgreiche Fortpflanzung der Art möglich ist.
- Die Gewässerunterhaltung ist an die Bedürfnisse der Bachmuschel angepasst (s.u. Maßnahme 2: Extensive Gewässerunterhaltung).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Aufgrund der geringen Mobilität der adulten Tiere, der extrem hohen Mortalitätsrate der Larvenstadien und der Verschlechterung ihrer Habitate sind die Populationen der Bachmuschel vielerorts überaltert und / oder zu lückenhaft, um sich noch eigenständig fortpflanzen zu können (HOCHWALD & BAUER 1990 zitiert in COLLING & SCHRÖDER 2003). Eine Umsiedlung von Hand kann in diesen Fällen die nötige Populationsdichte wiederherstellen und der Art zu eigenständigem Reproduktionserfolg verhelfen.
- Ein ausreichend großer Abschnitt des besiedelten Gewässers mit optimalen Habitateigenschaften (siehe: wichtige Habitatelemente) ist Grundvoraussetzung für die Maßnahme. Im Einzelfall muss geprüft werden, ob die aktuell besiedelten Bereiche oder alternative Bach- / Flussabschnitte diese Anforderungen besser erfüllen (RUNGE et al. 2010).
- Besondere Vorsicht bei der Umsiedlung gilt den Jungmuscheln. Aufgrund ihrer geringen Größe und versteckten Lebensweise sind sie bis zum 5. Lebensjahr nur schwierig im Sediment auszumachen und können dadurch leicht vergessen / verletzt werden (COLLING & SCHRÖDER 2003).
- SCHMIDT & BERGER (2015) unterscheiden bzgl. der Bergung in:
 - Nassbergung (Watend mittels Kescher, Harken und Sichtkasten; in flachen Gewässern abtasten der Gewässersohle)
 - Tauchbergung (bei flacheren Gewässern auch schnorchelnd)
 - Trockenbergung im Gewässerbett
 - Trockenbergung im ufernah gelagertem Gewässersediment
 - Generell zu beachten bei einer Umsetzung von Bachmuscheln:
 - keine Eingriffe während der Fortpflanzungsphasen zwischen März / April und Juli (oft kommt es zu mehrmaligem Ablaichen, s. LUNG 2010). Auch Wirtsfische sollten beim Eingriff geschont werden. Aus der Ökologie v. Bachmuschel und ihren Wirtsfischen empfiehlt sich demnach ein Zeitfenster zwischen September und November (wird z.B. von HARTENAUER 2012 auch für Pflegemaßnahmen im von der Art besiedelten Gewässerbereich empfohlen, siehe Maßnahme 2).

- Als Beispiel für eine Umsiedlung wird an dieser Stelle auf die Mühlbachverlegung an der B31 Friedrichshafen verwiesen (Fachgutachten und Monitoring: J. Trautner, Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung)¹⁶: Bis zu 2.000 Bachmuscheln wurden im Sommer 2014 im Rahmen einer vorgezogenen Maßnahme in einen verlegten Bachabschnitt (Beginn Bauarbeiten: 2013) umgesiedelt. Dabei wurden nach eigenen Angaben mit großer Wahrscheinlichkeit einzelne junge (schwer sichtbare) Individuen getötet. Ein Monitoring bzgl. der Bachmuschel und der Fischfauna wird über 10 Jahre regelmäßig durchgeführt, Ergebnisse liegen noch nicht vor.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist innerhalb von kurzer Zeit durchzuführen und wird mit Einsetzen des nächsten Reproduktionszyklus wirksam. Der Erfolg ist aber erst nach einigen Jahren nachweisbar (RUNGE et al 2010).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme erscheint vor dem Hintergrund der Artökologie plausibel und wird von Experten vorgeschlagen (RUNGE et al. 2010: A 266) bzw. aktuell durchgeführt (Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung J. Trautner).
- Wissenschaftlich dokumentierte Belege für die Wirksamkeit liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Maßnahme ist nicht als vorgezogene Ausgleichmaßnahme geeignet, da grundsätzlich die Gefahr besteht, dass bei der Umsiedlung Tiere übersehen, verletzt oder getötet werden (s.o., COLLING & SCHRÖDER 2003, Erfahrungen bei der Mühlbachverlegung an der B31 Friedrichshafen durch J. Trautner / Arbeitsgruppe für Tierökologie und Planung).

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Gering. Als eigenständige CEF-Maßnahme nicht geeignet. In Verbindung mit weiteren Maßnahmen (Maßnahme 2 / 4) als FCS-Maßnahme geeignet.

4. Anlage / Entwicklung von Ufergehölzen (RLP4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Anlage / Förderung von standorttypischen Ufergehölzen werden potenzielle Habitate für die Bachmuschel und ihre Wirtsfische (flussaufwärts des aktuellen Vorkommens) aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Je nach Ausgangszustand der Ufervegetation kann diese Maßnahme mit einer Gewässersanierung (Maßnahme 1 oder 2) kombiniert werden.

¹⁶ <http://www.muehlbachverlegung.de/index.html> , http://www.fgsv.de/uploads/media/VS-02_01.pdf.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen 1, 2.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Als standorttypische Gehölzvegetation kommen z.B. Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) und Weidenarten (*Salix spec.*) in Betracht. Sedimentfracht durch Bodenerosion wird aufgrund ihrer hervorragenden Eignung als Uferbefestiger verringert. Die Wasseroberfläche wird beschattet, was wiederum die Gewässertemperatur absinken lässt und übermäßige Makrophytenbestände im Wasser hemmt.
- Bereiche mit Erlenwurzelstrukturen im Wasser werden von Bachmuscheln bevorzugt besiedelt (ZETTLER & JUEG 2001). Auch für Wirtsfische bieten sich gute Versteckmöglichkeiten.
- Lichter bestockte bzw. gehölzfreie Stellen in gewissen Abständen sind aufgrund der sich hier entwickelnden Wasserpflanzenvegetation z.B. förderlich für Krautlaicher (wie die Rotfeder). Auch andere Wirtsfische halten sich gerne an solchen schwer einsehbaren Stellen im Gewässer auf (COLLING & SCHRÖDER 2003).
- Auch eine Schaffung / Sicherung von Laichplätzen (z.B. kiesige Stellen für die Elritze) wirkt sich förderlich auf die Wirtsfischpopulationen aus (RUNGE et al. 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Entwicklungszeit richtet sich nach der Ausgangssituation am betreffenden Fließgewässer. Mangels Erfahrungswerte sollte von einer (mittel- bis) langfristigen Wirkung ausgegangen werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen (mittel- bis) langfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Bachmuschel und ihrer Wirtsfische sind gut bekannt. Da die Muschellarven ohne Wirtsfische nicht überleben können, ergibt sich im Umkehrschluss, dass eine Stützung der jeweiligen Wirtsfischbestände für die Art von Vorteil ist. Initialpflanzung von Ufergehölzen (v.a. Weiden und Schwarzerlen) wird von Experten als Maßnahme zum Schutz der Bachmuschel empfohlen (COLLING & SCHRÖDER 2003, RUNGE et al. 2010, LfU 2012). Aufgrund der geringen Mobilität der Art nach dem Larvenstadium kann eine Besiedlung optimierter Standorte nicht sicher garantiert werden (siehe räuml. Aspekte), es muss eine Umsiedlung erfolgen. Details bzgl. des Vorgehens bei einer Umsiedlung finden sich unter Maßnahme 3.
- Wissenschaftlich dokumentierte Belege für die Wirksamkeit liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Keine. Aufgrund der erforderlichen Umsiedlung sowie der mittel- bis langfristigen Wirksamkeit als eigenständige CEF-Maßnahme nicht geeignet. Als FCS-Maßnahme geeignet (in Kombination mit den Maßnahmen 1 und 2 zur Gewässersanierung).

Fazit: Für die Bachmuschel stehen keine kurzfristig wirksamen vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen zur Verfügung.

Quellen:

Colling, M. & E. Schröder (2003): *Unio crassus* (PHILLIPSON, 1788). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E., Sysmank, A., Biewald, G., Ludwig, G., Pretscher, P. & E. Schröder (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1. Münster: 649-664.

Degenbeck, M. (1993): Ökologisches Sanierungskonzept für das Kühbachsystem (Lkr. Rottal-Inn und Landshut) unter besonderer Berücksichtigung der Lebensraumansprüche der Gemeinen Flußmuschel (*Unio crassus*). Berichte der ANL 17: 219-242.

Hartenauer, K. (2012): Situation und Bewertung des Erhaltungszustandes der Bachmuschel (*Unio crassus* PHILLIPSON, 1788). In: Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg (3): 111-119.

HIEKEL, I. (Hrsg.) (2007): Pilotprojekt "Borstenanlagen im Spreewald": Erhaltung von Habitaten der Kleinen Flussmuschel (*Unio crassus*) im Biosphärenreservat Spreewald durch Einrichtung von Borstenanlagen. Landesamt für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung, Potsdam, 144 Seiten.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des Bfn, Bonn.

LUNG / Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie (2010): Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie - *Unio crassus*. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_unio_crassus.pdf.

NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise Wirbellosenarten – Bachmuschel *Unio crassus*.

Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.

LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (2012). Merkblatt Artenschutz. Bachmuschel (*Unio crassus* PHILLIPSON 1788). 4 S.

Schmidt, D.; Berger, T. (2015): Bestandsbergung von Muscheln im Rahmen der Umweltbaubegleitung. Naturschutz-Jahrestagung 2015 LK Spree-Neiße. https://www.lkspn.de/media/file/naturschutztagung/NatSchTagung_SPN_iHC-DSchmidt-14.11.2015.compressed.pdf. Abruf 20.01.16.

Zettler, M & U. Jueg (2001): Die Bachmuschel (*Unio crassus*) in Mecklenburg-Vorpommern. In: Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 44 (2): 9 – 16.

Zimmermann U., Görlach J., Ansteeg O. & U. Bössneck (2000) Bestandsstützungsmaßnahme für Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Milz (Landkreis Hildburghausen) Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 37(1): 11-16.

<http://www.muehlbachverlegung.de/index.html>, zuletzt abgerufen am 16.12.2015.

5.3 Blauschillernder Feuerfalter (*Lycaena helle*)

Blauschillernder Feuerfalter *Lycaena helle* ID 142

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Fortpflanzungsstätte des Blauschillernden Feuerfalters ist die von der Art besiedelte Feuchtwiese bzw. der Feuchtwiesenkomplex mit Vorkommen von Schlangenknöterich (*Bistorta officinalis*) – an die die Art in Mitteleuropa monophag als Eiablage- und Raupenfraßpflanze gebunden ist (weitere Nektarpflanzen s.u. unter Habitatanforderungen). Darin eingeschlossen sind auch Nektarhabitate in den umliegenden Saumstrukturen (BIEWALD 2007, LEOPOLD 2004, SETTELE et al. 1999). Der räumliche Zusammenhang der Fortpflanzungsstätte schließt funktional verbundene Flächen, zwischen denen ein regelmäßiger Individuenaustausch stattfindet, ein.

Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte. Die Falter übernachten im Kronenbereich umliegender Bäume (MERLET & HOUARD 2012 zitiert in CLEMENS 2015). Die Überwinterung erfolgt als Puppe an Pflanzenstielen oder bodennah in der Streu-/Laubschicht in unmittelbarer räumlicher Nähe zu den Futterpflanzenbeständen (LEOPOLD 2004).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokale Individuengemeinschaft (bzw. im Metapopulationsverband)
- Die Metapopulation besteht aus mehreren Kolonien mit oft kleinflächigen Habitaten, die voneinander einige hundert Meter bis wenige Kilometer entfernt sind (BIEWALD & NUNNER 2006). Im Westerwald und in der Eifel überbrücken Einzeltiere regelmäßig Entfernungen bis 300 m (NUNNER & WALTER 1999). Das BfN-Internethandbuch geht ab einem Abstand von 150-500 m zwischen Vorkommen von getrennten lokalen Populationen aus.
- Die Populationsgröße der einzelnen Kolonien beträgt i.d.R. nicht mehr als 2-10 Falter, seltener 11-20 Falter, die Habitatgröße der Gesamtpopulation ist i.d.R. 2 bis 4 ha, Einzelflächen häufig weniger als 0,5 ha (NUNNER 2006, WIPKING et al. 2007). Für Flächen im Westerwald ermittelte FISCHER (1996) Gesamtpopulationsgrößen von 214 bis zu mehreren 1.000 Individuen.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Verinselung von Populationen durch Habitafragmentierung
- Habitatverlust durch intensivierete Grünlandnutzung
- Nutzungsaufgabe, Sukzession und Aufforstung von Feuchtstandorten

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Primärhabitat: (hoch-) montane, mesoklimatisch eher kühl-feuchte Quellsümpfe und Moore sowie Lichtungen, Randstrukturen von Erlenbruch-/ Erlensumpfwäldern mit Vorkommen von Schlangenknöterich (*Bistorta officinalis*) als ihrer Wirtspflanze (BIEWALD 2007).
- Sekundärhabitat: hauptsächlich Feucht- und Moorwiesen / deren (zeitweise trockenere) Brachestadien sowie Mädesüß-Hochstaudenfluren mit ausreichend Schlangenknöterich-Beständen (EBERT & RENNWALD 1991, FISCHER et al. 1999, BIEWALD & NUNNER 2006, NUNNER 2006, WIPKING et al. 2007, BIEWALD 2007, KRETSCHMER & GELBRECHT 2008, BAUERFEIND et al. 2009).
- Optimale Bedingungen bietet ein Mosaik aus offenen Flächen und Wald / Gebüsch (NUNNER 2006, WIPKING et al. 2007):
 - Windgeschützte sonnige bis halbschattige Flächen an Waldrändern / auf Waldlichtungen (BIEWALD & NUNNER 2006, BIEWALD 2007, KRETSCHMER & GELBRECHT 2008, BAUERFEIND et al. 2009). Typisch ist eine Verzahnung der Schlangenknöterich-Bestände mit Grauweidengebüschen. FISCHER (1996) vermutet, dass passive (Wind-) Verdriftungen eine nicht unerhebliche Rolle für interpopuläre Interaktionen und für Neubesiedlungen spielen.

- Extensiv genutztes Grünland mit größerem Gehölzanteil¹⁷ (BIEWALD & NUNNER 2006, BIEWALD 2007).
- Flugzeit der (nach aktuellen Beobachtungen einbrütigen) Falter liegt zwischen Ende April / Anfang Mai und Juli. Eiablage erfolgt auf exponierten Blättern ihrer Wirtspflanze (CLEMENS 2015).
- Zur Flug- / Paarungszeit suchen die Falter auch benachbarte blütenreiche Vegetationseinheiten auf. Als Hauptnektarpflanzen neben dem Schlangenknöterich werden Wiesenschaumkraut (*Cardamine pratensis*), Hahnenfuß-Arten (*Ranunculus repens*, *R. acris*), Sumpf-Vergissmeinnicht (*Myosotis scorpioides*) und Sumpfdotterblume (*Caltha palustris*) genutzt (FISCHER 1996, FISCHER et al. 1999, BIEWALD 2007).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Art ist wenig mobil und sehr standorttreu: Auf der Suche nach einem geeigneten Territorium fliegen die Männchen selten weiter als 100 m (MERLET & HOUARD 2012, zitiert in CLEMENS 2015). Bei Markierungs- und Wiederfang-Untersuchungen im Westerwald wurden durchschnittliche Distanzen von 37 m für Männchen bzw. 61 m für Weibchen ermittelt, als maximale Flugdistanzen wurden je nach Untersuchungsgebiet 280 - 560 m registriert, dabei wurden auch Waldstücke mit einer Breite von 30 – 60 m überquert (FISCHER et al. 1999).
 - Einzeltiere überbrücken regelmäßig im Westerwald und in der Eifel Entfernungen bis 300 m (Nunner & Walter 1999 zitiert im BFN-Internethandbuch)

Sonstige Hinweise:

- Es treten starke Bestandsfluktuationen auf (Schwankungsfaktor lt. BIEWALD & NUNNER 2006 im zweistelligen Bereich): In günstigen Jahren können an einzelnen Flugstellen 50-200 Falter an einem Tag beobachtet werden.

Maßnahmen

1. Entwicklung von Schneisen (W3.1) und Waldlichtungen (W3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Öffnung von Ausbreitungsbarrieren wie geschlossenen Fichtenriegeln durch Anlage von Schneisen / Waldlichtungen. Ggf. ergänzende Anpflanzung von Schlangenknöterich (s. Maßnahme 6) bzw. in Kombination mit Maßnahmen im Offenland (Maßnahmen 2-5).

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. (s.o. räumliche Aspekte). Als maximale räumliche Entfernung werden 200-300 m angegeben (NUNNER 2006, BAUERFEIND et al. 2009).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie dichte Waldbestände, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- (Wechsel-) feuchte bis nasse Standort-Qualität mit Vorkommen von Schlangenknöterich bzw. entsprechendes Entwicklungspotenzial.

¹⁷ Ein höherer Gehölzanteil scheint im Hinblick auf die Überwinterung wegen des ausgeglicheneren Kleinklimas (im Gegensatz zu großflächigem Offenland) von Bedeutung zu sein (BIEWALD 2007: 236).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Zur Gewährleistung eines lichten Charakters wird in Abhängigkeit von der Bestandshöhe und Bestandsdichte des Waldes eine Mindestbreite von 10-25m vorgeschlagen (fachgutachterliche Einschätzung, vgl. hierzu Abb.3 und 4 in FISCHER et al. 1999).
 - „Lycaena helle ist ...an ausreichend besonnten Stellen oder Lichtungen mit Vorkommen von Schlangenknöterich auch im Waldverband zu finden“ (STEINER et al. 2006).
- Ggf. Pflanzung von Schlangenknöterich (Maßnahme 6).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Offenhaltung durch Entbuschung in Zeitabständen von 5-10 Jahren

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von 1 (-2) Jahren. Die Entfernung von Gehölzen und (Fichten-)Waldparzellen wirkt sich bereits in der nachfolgenden Vegetationsperiode positiv aus. Die Anpflanzung von Schlangenknöterich kann innerhalb von 1-2 Vegetationsperioden erfolgen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Öffnung von Ausbreitungsbarrieren wird als Maßnahme in der Literatur vorgeschlagen (BIEWALD & NUNNER 2006). Die Wirksamkeit ist bei entsprechender Ausprägung mit der relevanten Wirtspflanze und bei großer räumlicher Nähe zu einem bekannten Vorkommen aus der Artökologie plausibel, daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

2. Extensive Mahd (O1.2.4), Rotationsmahd / Wechselbrache (O2.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

(Wieder)Herstellung eines flächenhaften Mosaiks unterschiedlicher magerer bis mesophiler Feuchtgrünlandhabitats mit Schlangenknöterich-Beständen durch sehr extensive Mahd / Rotationsmahd. Mahdzeitpunkt und -frequenz werden dabei unter Berücksichtigung der regionalen Besonderheiten den Bedürfnissen des Blauschillernden Feuerfalters angepasst.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. (s.o. räumliche Aspekte). Als maximale räumliche Entfernung werden 200-300 m angegeben (NUNNER 2006, BAUERFEIND et al. 2009).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie dichte Waldbestände, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- Ein Mindestbestand an Gehölzen und Schlangenknöterich muss vorhanden sein, bzw. im Zuge der Maßnahme entstehen. (Besiedelte Habitate im Westerwald weisen lt. BAUERFEIND et al. 2009 im Durchschnitt einen Gehölzanteil von 20-25% und einen Schlangenknöterich-Bestand von 35-40% auf).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Eine Mindestgröße von 0,5 ha erscheint plausibel (entspricht dem unterem dokumentierten Wert besiedelter Einzelflächen von Kolonien bei NUNNER 2006, WIPKING et al. 2007). Besiedelte Habitate im Westerwald hatten eine durchschnittliche Größe von 0,75 ha (BAUERFEIND et al. 2009) und eine untere Flächengröße von 0,2 ha (kleinste, von 83 von FISCHER et al. 1999 untersuchten Flächen).
- Durch ein angepasstes Mahdregime (möglichst auf mehreren, jährlich alternierenden Teilflächen) entsteht ein für die Art förderlicher, strukturreicher Habitatverbund: Unterschiedliche Nutzungen / Schnittzeitpunkte werten den Lebensraum durch die Bereitstellung einer Vielfalt an Mikrostandorten mit unterschiedlichem Feuchte- / und Besonnungsgrad auf (TURLURE et al. 2009).
- Dabei gilt zu beachten:
 - Mahd erfolgt kleinflächig und inselartig (es wird abschnittsweise gemäht, wobei bestimmte Teilflächen stehen bleiben).
 - Ggf. zu Beginn der Maßnahme jährliche Mahd zur Aushagerung eutrophierter Feuchtstandorte / zur Förderung der Futterpflanze, ansonsten in mehrjährigen Abständen: BAUERFEIND et al. 2009 geben 2-4 Jahre an; BfN-Internethandbuch 5-10 Jahre (je nach Zustand der Pflanzendecke und nach Vorkommen der Raupenfutterpflanze).
 - Zur größtmöglichen Schonung der Art erfolgt eine Mahd während der Puppenphase (Ende August - Anfang April), ein später Mahdtermin empfiehlt sich demnach ab September (CLEMENS 2015).
 - Nicht tiefschürig mähen oder mulchen (zur Schonung der Puppe in der Streuschicht).
 - Abtransport des Mahdgutes.
 - (Besonnte) Gehölzstrukturen sollten insbesondere in den Randzonen in ausreichender Menge erhalten bleiben: günstig sind lt. BAUERFEIND et al. (2009) Habitate, die einen Gehölzanteil von ca. 20-25% aufweisen. Zu stark verbuschte Standorte werden alle 5-10 Jahre freigestellt (BIEWALD & NUNNER 2006).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja

nein

- Die Fläche wird dauerhaft gepflegt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Notwendigkeit einer Anreicherung mit Gehölzen bzw. Schlangenknöterich ist zu prüfen. Ggf. Pflanzung von Schlangenknöterich (Maßnahme 6).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von 1 bis 2 Jahren. Ist eine Anreicherung mit Gehölzen notwendig, verlängert sich der Entwicklungszeitraum bis zur Wirksamkeit auf 3-5 Jahre.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in der Literatur vorgeschlagen (BIEWALD & NUNNER 2006, BfN-Internethandbuch). Wissenschaftlich dokumentierte Belege liegen nicht vor.
- In Bezug auf die Artökologie erscheint die Maßnahme bei entsprechender Ausprägung der relevanten Wirtspflanze in Verzahnung mit Gehölzen und großer räumlicher Nähe zu einem bekannten Vorkommen in hohem Maße plausibel: rezente Populationen des Blauschillernden Feuerfalters finden sich auf sehr extensiv genutztem Feuchtgrünland (Mahd / Beweidung) in Gehölznähe (STEINER et al. 2006, KRETSCHMER & GELBRECHT 2008).

Risikomanagement:

- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

3. Extensive Beweidung (O1.2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch sehr extensive Beweidung werden verbuschende Feuchtgrünlandkomplexe bzw. zuvor intensiver beweidete Flächen mit (Rest-)Vorkommen von Schlangenknöterich als Habitat für die Art aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. (s.o. räumliche Aspekte). Als maximale räumliche Entfernung werden 200-300 m angegeben (NUMMER 2006, BAUERFEIND et al. 2009).

- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie dichte Waldbestände, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- Ein Mindestbestand an Gehölzen und Schlangenknöterich muss vorhanden sein, bzw. im Zuge der Maßnahme entstehen. (Besiedelte Habitats im Westerwald weisen lt. BAUERFEIND et al. 2009 im Durchschnitt einen Gehölzanteil von 20-25% und einen Schlangenknöterich-Bestand von 35-40% auf).
- Strukturreiche Vegetation (kleinräumig wechselndes Mosaik aus niedrig- und höherwüchsigen Bereichen) und unterschiedliche Relief- bzw. Feuchtebedingungen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Aus arbeitswirtschaftlicher Sicht empfiehlt REISINGER (2002) eine Mindestgröße von 10 ha.
- In Anlehnung an die traditionelle, nicht mechanisierte Mahd sekundärer Lebensräume der Art sollte mit max. 0,2 GVA / ha beweidet werden (GOFFART et al. 2010, MERLET & HOUARD 2012, beide zitiert in CLEMENS 2015:52). BIEWALD & NUMMER (2006) empfehlen eine extensive Beweidung mit Rindern.
- Der Umtrieb ist so auszurichten, dass unterbeweidete Strukturen innerhalb der Weidekomplexe entstehen / langfristig existieren können, an denen der Schlangenknöterich als Wirtspflanze zum Blühen gelangt.
- Bei zu stark aufkommenden Gehölzen wird die Fläche ggf. entbuscht.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Die Fläche wird dauerhaft gepflegt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Intensivere Weidesysteme, die keine oder kaum unterbeweidete Strukturen aufweisen, können bei kleinen und lokal eng begrenzten Vorkommen zum Erlöschen von *L. helle* –Populationen führen, z.B. nach Durchtrieb einer Schafherde auf einer Maßnahmenfläche (FALKENHAHN 1995 zitiert in STEINER et al. 2006:149).
- Die Notwendigkeit einer Anreicherung mit Gehölzen bzw. Schlangenknöterich ist zu prüfen. Ggf. Pflanzung von Schlangenknöterich (Maßnahme 6).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von 2 (bis 5) Jahren. Mit zunehmendem Alter der Maßnahmenflächen entwickeln sich verschiedene Altersstadien der Vegetation und erhöht sich die Strukturvielfalt.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Eine extensive Beweidung wird in der Literatur unter pragmatischen bzw. ökonomischen Gesichtspunkten vorgeschlagen (FISCHER et al. 1999, STEINER et al. 2006, CLEMENS 2015). Ob und mit welchen Weidetieren

eine Beweidung sinnvoll ist, hängt dabei von den standörtlichen Bedingungen ab. Während WIPKING et al. (2007) darauf hinweisen, dass Beweidung gleich welcher Art die Individuendichte des Falters reduziert, befürworten BIEWALD (2007) und CLEMENS (2015) eine sehr extensive Beweidung auf großen Flächen.

- Wissenschaftlich dokumentierte Belege liegen noch nicht vor, es wird an dieser Stelle z.B. auf das noch laufende LIFE Eislek Projekt in den Luxemburger Ardennen verwiesen¹⁸. Zur Wiederherstellung / Entwicklung von Habitaten zum Schutz des Blauschillernden Feuerfalters werden hier (mit begleitendem jährlichen Monitoring) verbrachte Feuchtgebiete nach einer Erstpflagemahd in die dauerhafte extensive Beweidung überführt. Ein weiteres EU-gefördertes Projekt zur extensiven Beweidung (mit Galloway- und Highland- Rindern) läuft für *L. helle* momentan in Belgien¹⁹.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

4. Wiedervernässung (G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Dauerhafte Erhöhung des Grundwasserspiegels zur Entwicklung / Wiederherstellung von Feuchtwiesen und Nassgrünland sowie Renaturierung von entwässerten Mooren durch Verfüllung oder Entfernung von Drainagerohren, Verschließung bzw. Anstauung von Binnengräben.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. (s.o. räumliche Aspekte). Als maximale räumliche Entfernung werden 200-300 m angegeben (NUMMER 2006, BAUERFEIND et al. 2009).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie dichte Waldbestände, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- Ein Mindestbestand an Gehölzen und Schlangenknöterich muss vorhanden sein bzw. im Zuge der Maßnahme entstehen. (Besiedelte Habitats im Westerwald weisen lt. BAUERFEIND et al. 2009 im Durchschnitt einen Gehölzanteil von 20-25% und einen Schlangenknöterich-Bestand von 35-40% auf).

¹⁸ <http://life-eislek.eu/aktionen/konkrete-naturschutzmassnahmen/>. Abruf am 10.12.15.

¹⁹ <http://www.life-papillons.eu/index.php?id=3659&L=2>. Abruf am 10.12.15.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Flächengröße von 0,5 ha (unterer dokumentierter Wert besiedelter Einzelflächen von Kolonien bei NUMMER 2006, bzw. WIPKING et al. 2007). Besiedelte Habitats im Westerwald hatten eine durchschnittliche Größe von 0,75 ha (BAUERFEIND et al. 2009) und eine untere Flächengröße von 0,2 ha (kleinste, von 83 von FISCHER et al. 1999 untersuchten Flächen).
- Im Anschluss an den Rückbau von Drainagevorrichtungen erfolgt auf Feuchtwiesen eine Vegetationspflege durch sehr extensive Beweidung (siehe Maßnahme 3) oder an die Bedürfnisse der Art angepasste Mahd (siehe Maßnahme 1).
- Bei der Renaturierung von Mooren ist ganz besonders auf eine Einleitung von nährstoffarmen Wässern zu achten (SCHMATZLER & TÜXEN 1980).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

- Ja nein
- Die Fläche wird dauerhaft gepflegt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Anlage von regulierbaren Überschwemmungswiesen, die nur über künstliche Dämme geschaffen werden können, sollte nur in Ausnahmefällen und bei isolierten Restpopulationen stattfinden.
- Die Notwendigkeit einer Anreicherung mit Gehölzen bzw. Schlangenknöterich ist zu prüfen. Ggf. Pflanzung von Schlangenknöterich (Maßnahme 6).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Es ist von einer kurzfristigen Wirksamkeit (innerhalb von 2 – 5) Jahren auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Eine Wiedervernässung von Feuchtstandorten wird in der Literatur vorgeschlagen (BIEWALD & NUMMER 2006).
- Wissenschaftlich dokumentierte Belege liegen noch nicht vor. Es wird an dieser Stelle z.B. auf das LIFE Eislek Projekt verwiesen²⁰. Zur Wiederherstellung / Entwicklung von Habitats zum Schutz des Blauschillernden Feuerfalters werden hier (mit begleitendem jährlichen Monitoring) verbrachte Feuchtgebiete wiedervernässt und in die dauerhafte extensive Beweidung überführt.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

²⁰ <http://life-eislek.eu/aktionen/konkrete-naturschutzmassnahmen/>.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

5. Anlage / von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten (O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Auf einer bisher als Acker / Forst genutzten Fläche wird zur Schaffung eines neuen Habitats eine Feuchtwiesenmischung mit hohem Anteil an Schlangenknöterich eingesät. Im Anschluss erfolgt eine an die Bedürfnisse der Art angepasste Vegetationspflege.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Ggf. ist die Maßnahme in Verbindung mit der Wiedervernässung drainierter Standorte (siehe Maßnahme 4) und Initialpflanzung von Gehölzen durchzuführen.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. (s.o. räumliche Aspekte). Als maximale räumliche Entfernung werden 200-300 m angegeben (NUMMER 2006, BAUERFEIND et al. 2009).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie dichte Waldbestände, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- (Wechsel-) feuchte bis nasse Standort-Qualität bzw. entsprechendes Entwicklungspotenzial durch Wiedervernässung dränerter Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Flächengröße von 0,5 ha (unterer dokumentierter Wert besiedelter Einzelflächen von Kolonien bei NUMMER 2006, bzw. WIPKING et al. 2007). Besiedelte Habitate im Westerwald hatten eine durchschnittliche Größe von 0,75 ha (BAUERFEIND et al. 2009) und eine untere Flächengröße von 0,2 ha (kleinste von 83 von FISCHER et al. 1999 untersuchten Flächen).
- ~~Als Ausgangsmaterial für die Aussaat / Vermehrung ist autochthones Pflanzenmaterial zu nutzen.~~ Bei Ansaaten / Vermehrung primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014).
- Zur erfolgreichen Besiedlung durch die Art müssen im Zuge der Maßnahme Bestände von nicht-sauren Ampfer-Arten entstehen bzw. vergrößert werden. Erhöhte Sonderstrukturen in der Vegetation werden gefördert.
- Günstig sind Habitate, die einen Schlangenknöterich-Bestand von 35-40% aufweisen (BAUERFEIND et al. 2009).

- Nach Aufwuchs der Wieseneinsaat erfolgt eine Vegetationspflege durch sehr extensive Beweidung (siehe Maßnahme 3) oder an die Bedürfnisse der Art angepasste Mahd (siehe Maßnahme 2).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Die Fläche wird dauerhaft gepflegt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Je nach Ausgangsbedingungen erfordert die Etablierung der charakteristischen Vegetation einschließlich Gehölzinitialen einen Zeitraum von 3- 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen mittelfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Wirksamkeit ist in Bezug auf die Artökologie plausibel.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.

Risikomanagement:

- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

6. Einbringung von Futterpflanzen / Pflanzung von Schlangenknöterich (Fa3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Stärkung der Vorkommen der Eiablage- und Raupenfutterpflanze durch Einbringung des Schlangenknöterichs.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

In Ergänzung der Maßnahmen 1-4, wenn die Wirtspflanze Schlangenknöterich generell zu selten oder nur punktuell gehäuft auf der Maßnahmenfläche vorkommt..

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).

- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. (s.o. räumliche Aspekte). Als maximale räumliche Entfernung werden 200-300 m angegeben (NUMMER 2006, BAUERFEIND et al. 2009).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie dichte Waldbestände, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- (Wechsel-) feuchte bis nasse Standort-Qualität bzw. entsprechendes Entwicklungspotenzial.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- ~~Als Ausgangsmaterial für die Aussaat / Vermehrung ist autochthones Pflanzenmaterial zu nutzen.~~ Bei Ansaaten / Vermehrung primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014).
- Es erfolgt eine Anpflanzung / Einbringung vorgezogener Schlangenknöterich-Pflanzen und/oder von Rhizomen und / oder von Plaggen.
- Zur erfolgreichen Besiedlung durch die Art werden im Zuge der Maßnahme Bestände von Schlangenknöterich vergrößert und erhöhte Sonderstrukturen in der Vegetation gefördert.
- Ziel sind dichte Schlangenknöterich-Bestände auf mindestens 35-40% der Fläche (vgl. Angaben zu besiedelten Habitaten lt. BAUERFEIND et al. 2009).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von 2-3 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Feuchtwiesen mit dichten Schlangenknöterich-Beständen werden bevorzugt besiedelt (FISCHER et al. 1999). Die Maßnahme ist aus der Artökologie heraus plausibel.
- Nach den Erkenntnissen von SAWCHIK et al. (2003) ist neben der Pflanzenzusammensetzung und Struktur der Habitatfläche jedoch ihre räumliche Vernetzung entscheidend für die Besiedlung durch die Art.
- Wirksamkeitsbelege existieren nicht. Die Maßnahme wird in der Literatur nicht explizit vorgeschlagen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: Keine Eignung als eigenständige CEF-Maßnahme. Hohe Eignung in Ergänzung zu Maßnahmen 1-4 bei räumlicher Nähe zu besiedelten Standorten und geeigneten Standortbedingungen der Maßnahmenfläche, wenn die Wirtspflanze Schlangenknöterich generell zu selten oder nur punktuell gehäuft auf der Maßnahmenfläche vorkommt.

Fazit: Für den Blauschillernden Feuerfalter stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Entwicklung von Raupenfutterpflanzen- bzw. Nektarpflanzenbeständen zur Verfügung, die aus der Artökologie heraus plausibel sind.

Quellen:

Bauerfeind, S.S.; Theisen, A.; Fischer, K. (2009): Patch occupancy in the endangered butterfly *Lycaena helle* in a fragmented landscape: effects of habitat quality, patch size and isolation. – *Journal of Insect Conservation* 13 (3): 271-277.

BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Blauschillernder Feuerfalter. <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh-anhang4-bl-feuerfalter.htm>. Abruf am 23.05.2016.

Biewald, G. (2007): Blauschillernder Feuerfalter – *Lycaena helle*. In: Schulte, T., Eller, O., Niehuis, M. & E. Rennwald (Hrsg.): Die Tagfalter der Pfalz (1). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz (36): 235 – 238. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz. E.V. (GNOR).

Biewald, G. & Nummer, A. (2006): *Lycaena helle* (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775). – In: Petersen, B.; Ellwanger, G.: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 3: Arten der EU Osterweiterung. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69 /3: 139-153.

Clemens, Michelle (2015): Verbreitung von *Lycaena helle* (Dennis & Schiffmüller, 1775) in den Luxemburger Ardennen. In: *Dendrocopos* 42: 33-56.

Ebert, G. & Rennwald, E. (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 1: Tagfalter I, 552pp.

Fischer, K. (1996): Populationsstruktur, Mobilität und Habitatpräferenzen des Blauschillernden Feuerfalters *Lycaena helle* Denis & Schiffmüller, 1775 (Lepidoptera: Lycaenidae) in Westdeutschland. Diplomarbeit am Fachbereich Biologie (Fachgebiet Naturschutz) der Phillips-Universität Marburg. 116 pp.

Fischer, K.; Beinlich, B.; Plachter, H. (1999): Population structure, mobility and habitat preferences of the violet copper *Lycaena helle* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Western Germany: implications for conservation. *J. Ins. Cons.* 3: 43-52.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.

Kretschmer, H. & Gelbrecht, J. (2008): Zum ehemaligen Vorkommen und zu Möglichkeiten der Wiederansiedlung des Blauschillernden Feuerfalters *Lycaena helle* (DENIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) in Brandenburg (Lepidoptera, Lycaenidae). – *Märkische entomologische Nachrichten* 10 (1): 117-124.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des BfN, Bonn.

Nummer, A. (2006): Zur Verbreitung, Bestandssituation und Habitatbindung des Blauschillernden Feuerfalters (*Lycaena helle*) in Bayern. *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 68 (3/4): 153-170.

Nummer, A.; Walter, R. (1999): Einsatz der Standardisierten Populationsprognose (SPP) für die Naturschutzplanung in fragmentierten Torfstichgebieten Südbayerns. – In: Amler, K.; Bahl, A.; Henle, K.; Kaule, G.; Poschlod, P.; Settele, J. (1999): *Populationsbiologie in der Naturschutzpraxis. Isolation, Flächenbedarf und Biotopansprüche von Pflanzen und Tieren.* Ulmer Verlag, Stuttgart. 214-224.

Reisinger, E. (2002): Winterfreilandhaltung von Fleischrindern - tiergerecht und umweltverträglich – Bundesfachtagung 2002. Deutscher Grünlandverband – www.gruenlandverband.de. 57-64

Sawchik J.; Dufrene, M.; Lebrun, P. (2003): Estimation of habitat quality based on plant community, and effects of isolation in a network of butterfly habitat patches. – *Acta Oecologica* 24: 25-33.

Steiner, R.; Trautner, J.; Grandchamp, A.-C. (2006): Larvalhabitate des Blauschillernden Feuerfalters (*Lycaena helle*) am schweizerischen Alpennordrand unter Berücksichtigung des Einflusses von Beweidung. – *Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde* 68 (3/4): 135-151.

Schatzler, E. & J. Tüxen (1980): Wiedervernässung und Regeneration von niedersächsischen Hochmooren in ihrer Bedeutung für den Naturschutz. *TELMA* Band 10. S 159 – 171.

Settele, J., Feldmann, R. & R. Reinhardt (1999): Die Tagfalter Deutschlands. Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschütze. Stuttgart.

Turlure, C.; v. Dyck, H.; Schtickzelle, N.; Baguette, M. (2009): Resource-based habitat definition, niche overlap and conservation of sympatric glacial relict butterflies. *Oikos* 118: 950-960.

Wipking, W.; Finger, A.; Meyer, M. (2007): Habitatbindung und Bestandssituation des Blauschillernden Feuerfalters *Lycaena helle* (Denis & Schiffermüller) in Luxemburg (Lepidoptera, Lycaenidae). *Bull. Soc. Nat. Luxemb.* 108: 81-87.

5.4 Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Phengaris nausithous*)

Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling *Phengaris nausithous* ID 109

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Orte, an denen Vorkommen des Großen Wiesenknopfs (*Sanguisorba officinalis*) als Eiablage- und Futterpflanze bzw. Balzplatz sowie Kolonien von Knotenameisen (v.a. *Myrmica rubra*, untergeordnet auch *M. scabrinodis*) für die Aufzucht der Raupen vorhanden sind, mit aktuellen Nachweisen von mehr als einem Falter der Art, hilfsweise auch die extensiv genutzte, wechselfeuchte Wiese bzw. die Weg- und Straßenböschung oder der Saum, in denen sich diese Bestände befinden.

Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte. Die Raupen überwintern in den Ameisennestern und verpuppen sich im Frühsommer des nächsten Jahres nahe der Bodenoberfläche im oberen Teil der Ameisennester. Die Wiesenknopf-Köpfchen dienen den Faltern auch als Schlafplatz.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokales Vorkommen (bzw. im Metapopulationszusammenhang)
- Die Art lebt in Metapopulationen:
 - PAN & ILÖK (2010) schlagen im Rahmen des FFH-Monitoring die Zusammenfassung mehrerer Vorkommen über einen Radius von 300 m zu einer Untersuchungsfläche vor (= Vorkommen i. o. g. Sinn). Nach STETTNER et al. 2001 beträgt die räumliche Entfernung zum nächst gelegenen regelmäßig besiedelten Habitat der Art max. ca. 400m, GEIßLER-STROBEL (1999) differenziert zwischen Distanz < bzw. > 800m.
 - In NRW ist eine Berglandpopulation im Einzugsbereich der Sieg von einer Tieflandpopulation mit vereinzelt Vorkommen in der Kölner Bucht und im Niederrheinischen Tiefland zu unterscheiden. Die Verbreitungsgrenze der Art entlang der Sieg ist u.a. durch eine Verbreitungsgrenze des Wiesenknopfes auf sauren bzw. stärker sauren Böden bedingt. Im Siegerland fliegt die Art auf Talwiesen, da die mittel- und unterdevonischen Böden zu nährstoff- bzw. basenarm für den Wiesenknopf sind. (FASEL, schrift. Mitt. 20.03.2012).
 - Ebenfalls eine Arealgrenze wird im westlichen Mittelgebirgsraum (Rheinisches Schiefergebirge westlich des Rheins) erreicht., *P. nausithous* kommt in der Eifel trotz Wiesenknopfvorkommen nur noch im östlichen bzw. südlichen Teil vor. (FASEL, schrift. Mitt. 20.03.2012).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Verbrachung (großflächige Aufgabe einer (extensiven) Nutzung im Landschaftsraum.
- Veränderung des Wasserhaushaltes der Habitate (z.B. durch Grundwasserabsenkung, Drainage, dauerhaftes Überstauen).
- Großflächig intensive Unterhaltung von Habitaten an Graben- und Uferändern, Straßen- und Wegrändern und Säumen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Mesophile, frisch-feuchte und hochgrasige Wiesen(brachen) wechselfeuchte Wiesenknopf-Glatthaferwiesen, Pfeifengraswiesen und Wiesenknopf-Silgenwiesen und deren junge Brachestadien bzw. Feuchtwiesenbrachen des *Calthion*) sowie unregelmäßig gemähte oder beweidete Saumstrukturen (Graben-, Weg- und Wiesenränder) (GEIßLER-STROBEL 1999, LANGE et al. 2000, STETTNER et al. 2001 DREWS et al. 2003, LEOPOLD et al. 2006)

- Extensiv genutzte Kontaktzonen zwischen langjährigen Brachen ohne Gehölzaufwuchs und mehrschürig gemähten Wiesen mit Wiesenknopf-Vorkommen.
- (Magere), wechselfeuchte bis feuchte (nicht nasse) Standortbedingungen
 - Nach Erfahrungen von SORG (schriftl. Mitt. 28.03.2012) kann eine extensive Bewirtschaftung durch Mahd ohne Düngung/Kalkung im Einzelfall und in Abhängigkeit von den Wuchsortbedingungen u.U. dazu führen, dass der Große Wiesenknopf dahinkümmert und nicht mehr oder viel zu spät zur Blüte kommt.
- Frequentes Auftreten des Großen Wiesenknopfs (*Sanguisorba officinalis*) und Kolonien von Knotenameisen (v.a. *Myrmica rubra*).
 - Die Siedlungsdichte von *P. nausithous* wird nach ANTON et al. (2008) begrenzt durch die Dichte an Ameisennestern der Wirtsameise *M. rubra*.
 - Das Vorkommen von *L. niger* hat einen signifikanten negativen Effekt auf Vorkommen und Dichte aller *Myrmica*-Arten. (WYNHOFF et al (2011).
 - WITEK et al. (2008) ermittelte die durchschnittliche Anzahl von 1,9 Larven bzw. Puppen in besetzten Ameisennestern.
 - Bezogen auf die Gesamtzahl von untersuchten Wirtsameisennestern waren nur 0,1 % der Ameisennester mit *M. scabrinodis* besetzt, 0,7 % der Ameisennester mit *M. ruginodis* und 2,6% -20% der Ameisennester mit *M. rubra* (WITEK et al. 2008).
- Die höchste Dichte an Ameisenkolonien fanden WYNHOFF et al (2011) an südexponierten Hängen und auf Flächen, die nur auf Teilflächen oder insgesamt spät gemäht wurden.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Art ist standorttreu, überwindet aber durchaus Wanderdistanzen über mehrere km (STETTNER et al. 2001).
- Vorkommen benachbarter Vermehrungshabitate liegen überwiegend nicht mehr als 400m voneinander entfernt (STETTNER et al. 2001: „Ein Großteil der nachgewiesenen Dispersalbewegungen überschreitet nicht die 400m-Grenze.“, GEISLER-STROBEL 1999: S.68 waren 19 von 26 im Jahr 1989...festgestellten lokalen Populationen von *G. nausithous*...weniger als 700m von der nächsten entfernt.“).
- Nach Erfahrungen vom Niederrhein ist eine Neubesiedlung an Standorten erfolgreich an denen (1) beide Vorgaben (Großer Wiesenknopf und Rote Knotenameise) ausreichend vorhanden sind oder (2) ausreichende Nestdichten der Roten Knotenameise vorlagen und der Große Wiesenknopf hinzugepflanzt wurde. Erfolgreich waren bislang Versuche in absehbaren Zeiträumen erforderliche Nestdichten der Roten Knotenameise auszubauen (SORG schriftl. Mitt. 28.03.2012).
 - STEVENS et al. (2008) stellen fest, dass es in der Praxis einfacher sein wird, an einem Standort mit ausreichendem Vorkommen der Roten Knotenameise durch Pflanzung / Ansaat des Großen Wiesenknopfs die notwendigen Komponenten für die Habitatentwicklung zu schaffen als umgekehrt bei entsprechenden Defiziten die Ameisenbesiedlung zu entwickeln.

Sonstige Hinweise:

- Jährliche Bestandsschwankungen >50% möglich (FIS, Stand 08.07.2011).
- Die Art zeigt eine sehr starke Abhängigkeit vom Nutzungsregime und tritt regional mit stark verschobener Phänologie auf (LEOPOLD et al. 2006).
- Die Ameisenbläulings-Schlupfwespe (*Neotypus melanocephalus*) ist Teil des Nahrungsnetzes (SORG et al. 2008). Habitate der Ameisenbläulinge mit Vorkommen der Ameisenbläulings-Schlupfwespe kennzeichnen nach SORG et al. (2008) die „vollständigere – in diesem Sinne natürlichere“ Ausprägung des Nahrungsnetzes und belegt „hochwertige“ Habitate.

Maßnahmen

1. Anlage von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Auf einer bisher als Acker genutzten Fläche wird eine Frisch-Feuchtwiesenmischung inklusive Großem Wiesenknopf ausgesät bzw. mittels Pflanzung vorgezogener Jungpflanzen etabliert. Es erfolgt eine extensive Nutzung als Mähwiese mit Anpassung an die oberirdische Entwicklungszeit der Art. Zur Förderung einer spontanen Besiedlung der Fläche durch die Wirtsameise *Myrmica rubra* werden wechselnde, alle zwei Jahre gemähte Saumstreifen, eingerichtet. [Im Einzelfall ist eine extensive Beweidung in geringer Dichte möglich.](#)

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Räumliche Entfernung zum nächst gelegenen regelmäßig besiedelten Habitat der Art landschaftsbezogen max. 300 - 400m (s.o.).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine Barrieren wie Wald, Siedlung oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Pufferzonen zu konventionell bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen: Im Hinblick auf Abstandsflächen bzw. notwendige Pufferzonen ist ein potentiell negativer Einfluss durch die konventionelle Bewirtschaftung (bestimmte Dünge- und Pflanzenbehandlungsmittel etc.) auf die angrenzenden Flächen anzunehmen. Dies v.a. aufgrund der Lebensweise des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings. Dessen Larve verzehrt im Ameisennest hohe Zahlen von Ameisenlarven von *Myrmica rubra* (s.o.). Diese wiederum wurden ernährt von den Substraten/Nährstoffen, die aus dem Umfeld von den umherstreifenden Arbeiterinnen eingeschleppt werden. *P. nausithous* ist somit Endkonsument dieser Nahrungskette, er akkumuliert potentiell toxische Substanzen die in partiell geringerer Konzentration von Ameisen eingetragen und bereits in den Körpern der Larven durch Fütterung angereichert werden (SORG schriftl. Mitt. 28.03.2012).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße > 5 ha (lt. PAN & ILÖK (2010) fallen Habitats > 5ha in die FFH-Wertstufe A oder B), wobei je nach raum-zeitlicher Dynamik der Landnutzung Teilflächen als Säume mit Korridor- bzw. Ausweichfunktion ausgebildet sein können. BINK (1992), zitiert in LEOPOLD et al. (2006), geht von 1 ha für eine 30 Jahre überlebensfähige Population aus.
 - Bei günstigen Habitatbedingungen bringen auch relativ kleine Flächen (3000-7000 m² groß) individuenstarke Populationen hervor (STETTMER et al. 2001). Bereits 1.000-2.000 m² werden für Teil-Populationen als ausreichend angesehen.
 - Solche kleinen Flächen können aber nur Ergänzung sein (andernfalls besteht ein erhebliches Aussterberisiko, z.B. durch Witterungs- oder Nutzungseinflüsse).
- Vermehrungshabitats Mindestbreite > 5m
 - Etwa 91 % der von LORITZ 2003 untersuchten Vorkommen des Tagfalters lagen in Parzellen mit einer Saumstrukturbreite über 5 m. Nur etwa 9 % der Vorkommen konnten Saumstrukturen mit weniger als 5 m Breite zugeordnet werden. Die Art nutzte diese zumindest im Untersuchungsgebiet Queichtal bei Landau (Pfalz) meist selten und unregelmäßig als Ausweichhabitat, wenn die umliegenden Flächen zu intensiv bewirtschaftet wurden.
- Bei Ansaaten primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014) mit Bestandteil vom Großen Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*).

- Entgegen der Annahme, dass ein möglichst dichtes Vorkommen des Großen Wiesenknopfs innerhalb eines Fortpflanzungs- und Ruhehabitats die Bestände der Art stabilisiert, kommen NOWICKI et al. (2007:127) zu dem Schluss, dass sich ein flächendeckender Bestand negativ auf die Falterpopulation auswirkt: Aufgrund des hohen Prädationsdrucks durch die Raupenstadien benötigt *Myrmica* innerhalb des Habitats Rückzugsräume ohne Wiesenknopfvorkommen. Optimal sind mosaikartig verteilte Einzelbestände bzw. lückige Patches. Zur Orientierung geben PAN & ILÖK (2010: 83) mindestens 5 Teilflächen mit > 30 blühenden Wiesenknopf-Individuen bzw. Clustern pro ha als Kriterium für eine gute Habitatqualität an.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Regelmäßige Herbstmahd ~~unter Beachtung der Ausführungen zur extensiven Mahd~~ bzw. Nachbeweidung bzw. dauerhafte extensive Beweidung unter Beachtung der Ausführungen zur Maßnahme 2.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Beachtung der entsprechenden Ausführungen im Zusammenhang mit der extensiven Mahd / [extensiven Beweidung](#).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Für die Etablierung ausreichend dichter Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen sind auf entsprechenden (nicht erst kurzfristig als Acker genutzten) Standorten mehr als 5 Jahre anzusetzen. Einschließlich der Besiedlungszeit durch die Falter ist eine Entwicklungszeit von mindestens 5-10 Jahren erforderlich.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt, auch wenn das Zusammenspiel von Wirtsameise, Falter und Eiablagepflanze und der Einfluss einer die Raupen parasitierenden Wespe bzw. weiterer möglicher – vielleicht unspezifischer- Parasitoide noch teilweise ungeklärt ist (DREWS 2003). Wenig bekannt ist auch das Konkurrenzverhalten, wenn bestimmte andere Ameisenarten in bestimmter Dichte präsent sind (SORG schriftl. Mitt. 28.03.2012).
- Die benötigten Strukturen stehen mittelfristig bereit.
- Für die Maßnahme liegen keine Wirksamkeitsbelege vor. Mit hoher Wahrscheinlichkeit funktioniert sie nur, wenn am Standort bereits *Myrmica rubra* mit hoher Nestdichte vorhanden ist. Für die Neuetablierung von *Myrmica rubra* fehlt jegliche Erfahrung (SORG schriftl. Mitt. 28.03.2012).
- In Anbetracht der Zeitspanne für die Herstellung der Funktionalität und der Einschätzung, dass für Maculinea-Habitate als vorrangige Nutzungsart die Mahd zu bevorzugen ist (LANGE & WENZEL 2004), ist die Maßnahme nur im Einzelfall als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme geeignet, aber ggf. als FCS-Maßnahme. Ein Risikomanagement ist immer erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
 - erforderlich (populationsbezogen)
 - bei allen Vorkommen
 - bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
 - bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten
- Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Extensivierung einer bisherigen intensiven Nutzung / Wiederaufnahme einer extensiven Grünlandnutzung auf Brache: Extensive Mahd (O1.2.4, O2.5), Extensive Beweidung (O1.2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Ziel ist einerseits die Anpassung der Bewirtschaftung an die Entwicklungsphasen der Falter, andererseits die Optimierung der Habitate für die Wirtsameise *Myrmica rubra*, durch ein geeignetes Mahdregime von Mähwiesen bzw. Saumstrukturen mit Feuchtwiesen-Standortqualität. Die Maßnahme empfiehlt sich bei bisher intensiv genutzten Wiesen oder bei Grünlandbrachen, die keine geeigneten Habitatstrukturen mehr bieten sowie bei Extensivgrünland, das bisher nicht gemäß den Ansprüchen der Art bewirtschaftet wurde.

Mähwiese mit angepassten Mahdzeitpunkten. Mahdzeitpunkt/ Mahdfrequenz sind an die regionalen Besonderheiten der Phänologie der Art und der Wirtspflanze anzupassen.

- Regelmäßige Herbstmahd ab Mitte September (STETTNER et al. 2008) und keine Mahd zwischen Anfang Juli und Mitte September (RUNGE et al. 2010) als Regelfall.
 - Regelmäßige Herbstmahd fördert die Dichte der Ameisenart *Myrmica rubra* (GRILL et al. 2008, WYNHOFF et al. 2011), die explizit an einen späten Mahdtermin gebunden ist, während die Raupenfutterpflanze Großer Wiesenknopf lediglich gegenüber Sukzession empfindlich reagiert.
 - Das Mahdmanagement ist auch entscheidend für die Größe der Ameisennester und somit signifikant für die Überlebenschancen von *P. nausithous* (GRILL et al. 2008). In stark durch Gehölze verschatteten Biotopen wird die Rote Knotenameise durch andere Ameisenarten verdrängt (z.B. durch *M. ruginodis*), während an Standorten, die regelmäßig auf ganzer Fläche oder früher gemäht werden, ebenfalls das Risiko besteht, die Population der Roten Knotenameise (*M. rubra*) zu schwächen und durch andere konkurrenzstärkere Ameisenarten wie beispielsweise *Lasius niger* zu verdrängen (STEVENS et al. 2008).

In Abhängigkeit von der Produktivität des Standortes ergeben sich folgende Varianten:

- Bei dichtem Aufwuchs: Zweischürige Mahd ca. drei Wochen vor Erscheinen der Falter, damit die Wirtspflanzen bis zur Hauptflugzeit wieder ablagegeeignete Blütenköpfchen bilden können (STETTNER et al. 2008). In Bezug auf die regional unterschiedlichen Witterungs- und Wuchsbedingungen gelten in Bezug auf die Art folgende Mahdtermine: Frühjahrsmahd vor 01.06. (<200 m ü. NN) für die Tieflandpopulationen, vor 15.06. (200-400 m), bzw. vor 01.06. für die Berglandpopulationen (Sieg), Sommermahd erst ab 15.09. (FIS 2011, SCHMIDT schriftl. Mitt. 22.03.2012). (<http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1061>)
 - Die Vorkommenswahrscheinlichkeit von *P. nausithous* ist in Flächen mit sich über die gesamte Flugzeit erstreckender Wirtspflanzenblüte am höchsten (LORITZ 2003 in SCHULTE et al. 2007). Der Große Wiesenknopf benötigt nach einer Mahd durchschnittlich 31 Tage bis wieder Blüten ausgebildet sind.
- In biomassearmen / stickstoffarmen Ausbildungen von Feuch- und Frischwiesen (*Calthion*: *Sanguisorbo-Silvaetum*; *Arrhenatherion*): Einmalige Frühmahd von Mitte bis Ende Juni (STETTNER et al. 2008), im Siegtal Frühmahd bis Ende Mai (SCHMIDT schriftl. Mitt. 22.03.2012).
- Saumstrukturen: Jährlich alternierende Mahd (GEIßLER-STROBEL 1999, LANGE et al. 2000) ab 15.09.
 - Generell ist eine Mahd auf abwechselnden Teilflächen von Vorteil, weil die Kolonien dann in den ungemähten Bereichen überleben können. Ein Nachteil der späten Mahd ist, dass Nährstoffe nicht in nennenswertem Umfang von der Fläche entfernt werden. Dies erlaubt, dass Gebüsche und hochwüchsige Kräuter und Gräser die *Sanguisorba*-Pflanzen überwachsen und eine Blüte verhindern (WYNHOFF et al. 2011).
- Schnitthöhe über 10-15 cm; Abfuhr des Mahdgutes erst nach 3-5 Tagen.
- Kein Einsatz schwerer Maschinen bzw. kein Walzen (Bodenverdichtungen schädigen die Wirtsameise).
- Neben der Mahd ist auf tragfähigem/trockenem Untergrund auch eine dauerhafte extensive Beweidung in geringer Dichte bzw. der Ersatz des 2. Mahdtermins durch eine Nachbeweidung in geringer Dichte möglich: bei Flächen mit stärkerem zweiten Aufwuchs ab dem 1. September, bei schwachwüchsigen Flächen ab dem 15. September (LANGE & WENZEL 2008)

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam

ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Standorte sind Frisch- bis Feuchtwiesen (bzw. -brachen) bzw. Grabenränder, Geländeschwellen, Säume, Nutzungsgrenzen / Grenzräume zwischen Brachen und Wiesen oder Röhrichtern und Wiesen mit Vorkommen von Großem Wiesenknopf und *Myrmica rubra*.
- Mosaikartiges oder linienförmiges Nebeneinander der o.g. Vorzugshabitatelemente.
- Räumliche Entfernung zum nächst gelegenen regelmäßig besiedelten Habitat der Art landschaftsbezogen max. 300-400m (s.o.).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine Barrieren wie Wald, Siedlung oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Pufferzonen zu konventionell bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen.
 - Im Hinblick auf Abstandsflächen bzw. notwendige Pufferzonen ist ein potentiell negativer Einfluss durch die konventionelle Bewirtschaftung (bestimmte Dünge- und Pflanzenbehandlungsmittel etc.) auf die angrenzenden Flächen anzunehmen. Dies v.a. aufgrund der Lebensweise des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings. Dessen Larve verzehrt im Ameisennest hohe Zahlen von Ameisenlarven von *Myrmica rubra* (s.o.). Diese wiederum wurden ernährt von den Substraten/Nährstoffen, die aus dem Umfeld von den umherstreifenden Arbeiterinnen eingeschleppt werden. *P. nausithous* ist somit Endkonsument dieser Nahrungskette, er akkumuliert potentiell toxische Substanzen die in partiell geringerer Konzentration von Ameisen eingetragen und bereits in den Körpern der Larven durch Fütterung angereichert werden (SORG schriftl. Mitt. 28.03.2012).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße > 5 ha (lt. PAN & ILÖK (2010) fallen Habitate > 5ha in die FFH-Wertstufe A oder B), wobei je nach raum-zeitlicher Dynamik der Landnutzung Teilflächen als Säume mit Korridor- bzw. Ausweichfunktion ausgebildet sein können. BINK (1992) zitiert in LEOPOLD et al. (2006) geht von 1 ha für eine 30 Jahre überlebensfähige Population aus.
 - Bei günstigen Habitatbedingungen bringen auch relativ kleine Flächen (3000-7000 m² groß) individuenstarke Populationen hervor (STETTMER et al. 2001). Bereits 1.000-2.000 m² werden für Teil-Populationen als ausreichend angesehen.
 - Solche kleinen Flächen können aber nur Ergänzung sein (andernfalls besteht ein erhebliches Aussterberisiko, z.B. durch Witterungs- oder Nutzungseinflüsse).
- Mosaikartige Wiesenutzung / Rotationsmahd

Eine zeitlich versetzte Mahd von Teilabschnitten, verschieden hohen Niveaus des Mähbalkens, die zu leichteren Bodenverwundungen führen sollen, die Anlage von Übergangsbereichen zu anderen Biotopen oder unterschiedliche Geländeniveaus mit eingestreuten Hochstauden führen zu einem heterogenen Nutzungsmosaik. Dieses ermöglicht an unterschiedlichen Orten die Anlage von Ameisenbauten und eine differenzierte Verteilung der Bestände von *Sanguisorba officinalis* (<http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1061>, Abruf vom 19.07.2012).

- Belassen von Saumstrukturen (Vermehrungshabitate) mit einer Mindestbreite > 5m.

Etwa 91 % der von LORITZ 2003 untersuchten Vorkommen des Tagfalters lagen in Parzellen mit einer Breite über 5 m. Nur etwa 9 % der Vorkommen konnten Saumstrukturen mit weniger als 5 m Breite zugeordnet werden. Die Art nutzte diese zumindest im Untersuchungsgebiet Queichtal bei Landau (Pfalz) meist selten und unregelmäßig als Ausweichhabitat, wenn die umliegenden Flächen zu intensiv bewirtschaftet wurden.

- Im Wiesenrandbereich entlang von Wegen, Gräben und Hecken mit Beständen des Großen Wiesenknopfes (*Sanguisorba officinalis*) Einrichtung von circa ein bis drei Meter breite Wiesenstreifen, die im zweijährigen Rhythmus gemäht werden.
- Unter dem Aspekt der Risikostreuung Verteilung der Maßnahme eher auf mehrere Patches als Konzentration in nur einem großen Gebiet (STETTNER et al. 2001).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- s. Maßnahmenbeschreibung. Optimal ist ein zeitlich-räumlich unterschiedliches Nutzungsmosaik benachbarter (Teil)Habitate (verschiedene Mahdtermine) (LANGE et al. 2000, LANGE & WENZEL 2004, SETTELE et al. 2004, STETTNER et al. 2008) Ein Mosaik aus ein- und zweischürigen Bereichen, in die Hochstauden eingestreut sind, bietet mehr Möglichkeiten, für die Eiablage und bei der Nahrungsaufnahme Blüten des jeweils optimalen Entwicklungsstadiums auszuwählen (STETTNER et al. 2001b, SORG schriftl. Mitt. 28.03.2012).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Mahdzeiten müssen ortsspezifisch angepasst geregelt werden.
- Ggf. auftretende Zielkonflikte mit der Flächenpflege für Wiesenbrüter (Mahdtermin von Mitte Juni bis Mitte Juli) können durch die Anlage von Frühmahdstreifen als Teil eines abgestuften Pflegemanagements gelöst werden (STETTNER et al. 2008).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Voraussetzungen kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von 5 Jahren möglich (Voraussetzung: Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen in hoher Dichte auf der Fläche oder in unmittelbarer Nachbarschaft vorhanden).
- Bei vorausgehender intensiver Nutzung benötigt die Optimierung der Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen länger, so dass die Maßnahme erst mittelfristig nach 5 – 7 Jahren wirksam wird.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt, auch wenn das Zusammenspiel von Wirtsameise, Falter und Eiablagepflanze und der Einfluss einer die Raupen parasitierenden Wespe noch tlw. ungeklärt ist (DREWS 2003).
- Die benötigten Strukturen stehen i.d.R. kurzfristig bereit, sofern bereits eine hohe Nestdichte von *Myrmica rubra* vorhanden ist. Die extensive Nutzung entsprechender Grünlandtypen wird in der Literatur vorgeschlagen (LANGE et al. 2000, LANGE & WENZEL 2004, SETTELE et al. 2004, STETTNER et al. 2008, [BfN \(2014\)](#), [RP Stuttgart 2014:111](#)). Die Wirksamkeit unter kontrollierten Nutzungsbedingungen ist bei STETTNER et al. 2008 nachgewiesen und kann bei bestehenden Vorkommen im nahen Umfeld als wissenschaftlich gesichert gelten (ebenso: RUNGE et al 2010). [BfN \(2014\) verweist auf funktionierende Beispiele aus dem Westerwald, bei denen der 2. Mahdtermin durch einen späten Weidegang ersetzt ist sowie auf Beispiele in Rheinland-Pfalz für eine dauerhafte Beweidung in geringer Dichte](#). Es gibt keine widersprüchlichen Wirksamkeitsbelege.
- Für die Maßnahme in bisher intensiv genutzten Ausgangsbeständen mit sehr geringen Wiesenknopf-Beständen und nur sehr wenigen Kolonien der Wirtsameise liegen keine veröffentlichten Wirksamkeitsbelege vor. Solange keine „Methodik“ vorliegt, eine Erhöhung der Nestdichte von *Myrmica rubra* in „angemessenen“ Zeiträumen zu initiieren, ist die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme in Anbetracht einer absehbar längeren Zeitspanne für die Herstellung der Funktionalität unter solchen Ausgangsbedingungen gemindert (SORG schriftl. Mitt. 28.03.2012).
- Nach Experteneinschätzung sind die Populationen in NRW insgesamt so klein, dass hohe Erfolgsrisiken bestehen.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

3. Gezielte Förderung / Einbringung von Futterpflanzen (Fa3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Stärkung der Vorkommen der Eiablage- und Raupenfutterpflanze durch Anpflanzung / Einbringung vorgezogener Wiesenknopf-Pflanzen und/oder Rhizome des Großen Wiesenknopfs und/oder Plaggen von Wiesenknopf-Beständen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

In Ergänzung der Maßnahme Nutzungsextensivierung, wenn der Große Wiesenknopf generell zu selten oder nur punktuell gehäuft auf der Maßnahmenfläche vorkommt.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Räumliche Entfernung zum nächst gelegenen, regelmäßig besiedelten Habitat der Art: unmittelbar angrenzend bzw. auf der Fläche.
- Frisch- bis Feuchtwiesen-Standort mit Restvorkommen von Großem Wiesenknopf und der Wirtsameise.
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine Barrieren wie Wald, Siedlung oder stark befahrene Straßen vorhanden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- ~~Mosaikartig verteilte zahlreiche Einzelbestände oder ein großflächiger zusammenhängender Bestand.~~
- ~~> 5 Teilflächen mit > 30 blühenden Wiesenknopf Individuen bzw. Clustern pro ha entsprechen einer guten Habitatqualität (PAN & ILÖK 2010).~~
- Ziel der Maßnahme ist nicht die Schaffung/Entwicklung eines möglichst flächendeckenden Wiesenknopf-Bestands, sondern lediglich die Gewährleistung einer ausreichenden Menge an Wirtspflanzen auf sehr dünn / kaum bewachsenen Flächen.
 - Entgegen der Annahme, dass ein möglichst dichtes Vorkommen der Wirtspflanze (*Sanguisorba officinalis*) innerhalb eines Fortpflanzungs- und Ruhehabitats die Bestände der Art stabilisiert, kommen NOWICKI et al (2007:127) zu dem Schluss, dass sich ein flächendeckender Bestand negativ auf die Falterpopulation auswirkt: Aufgrund des hohen Prädationsdrucks durch die Raupenstadien (s.o. wichtige Habitatelemente) benötigt *Myrmica* innerhalb des Habitats Rückzugsräume ohne Wiesenknopfvorkommen. Optimal sind mosaikartig verteilte Einzelbestände bzw. lückige Patches.
 - Zur Orientierung geben PAN & ILÖK (2010) mindestens 5 Teilflächen mit > 30 blühenden Wiesenknopf-Individuen bzw. Clustern pro ha als Kriterium für eine gute Habitatqualität an. Ein Maximalwert bzgl. des Ziel-Deckungsgrades, der aufgrund des o.g. Prädationsdrucks durch die Raupenstadien nicht überschritten werden darf, ist aus den verfügbaren Quellen nicht abzuleiten.
- Als Ausgangsmaterial für die Vermehrung sind vor Ort vorhandene Pflanzen bzw. Pflanzen aus dem betroffenen Habitat zu nutzen.

- Keine Düngung.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Regelmäßige Herbstmahd unter Beachtung der Ausführungen zur extensiven Mahd.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Funktionalität als Habitat in Abhängigkeit von Umfang und Verteilung der vorhandenen Wiesenknopf- und insbesondere Wirtsameisenbestände nur in bereits extensiv genutztem bzw. brach liegendem Grünland kurzfristig, ansonsten mittelfristig (5-7 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt, auch wenn das Zusammenspiel von Wirtsameise, Falter und Eiablagepflanze und der Einfluss einer die Raupen parasitierenden Wespe noch teilweise ungeklärt ist (DREWS 2003).
- Die benötigten Strukturen stehen **kurz-bis** mittelfristig bereit.
- Die Maßnahme ist aus der Artökologie heraus plausibel, auch wenn die Wirksamkeit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme nicht belegt ist.
- Es liegen positive Experteneinschätzungen vor (RUNGE et al. 2010). **Nach SORG (schriftl. Mitt. 28.03.2012) ist eine Neubesiedlung an Standorten erfolgreich, an denen entweder beide Vorgaben (Großer Wiesenknopf und Rote Knotenameise) ausreichend vorhanden sind oder ausreichende Nestdichten der Roten Knotenameise vorlagen und der Große Wiesenknopf hinzugepflanzt wurde (s. unter „Räumliche Aspekte / Vernetzung“ bei „Habitatanforderungen“, Seite 2). Lt. Experten in NRW gibt es aus NRW nur im Einzelfall Wirksamkeitsbelege; die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ist in der Regel nicht gegeben. Dies spricht bis auf Weiteres für eine Einordnung als FCS-Maßnahme.**
- Der Erfolg hängt stark von den verbundenen Maßnahmen ab.
In Verbindung mit Maßnahme 1 (Neuschaffung) ist die Eignung mittel (vgl. RUNGE et al 2010: A220), in Verbindung mit Maßnahme 2 (Anpassung des Mahdregimes) wird die Eignung höher bewertet.
- Aufgrund des nicht ableitbaren Maximalwertes bzgl. des Ziel-Deckungsgrades (s.o.) und wegen der Abhängigkeit zu den o.g. Maßnahmen 1/2 ist die **Maßnahme allein nicht als CEF-Maßnahme geeignet**. Sie wird bis auf Weiteres als FCS-Maßnahme eingeordnet.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, als eigenständige CEF-Maßnahme nicht geeignet. Eine grundsätzliche Eignung als FCS-Maßnahme besteht.

Fazit:

Für den Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläuling stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Entwicklung von Raupenfutterpflanzen, Wirtsameisennestern bzw. Nektarpflanzenbeständen zur Verfügung.

Quellen:

Anton, C.; Musche, M.; Hula, V.; Settele, J. (2008): *Myrmica* host-ants limit the density of the ant-predatory large blue *Maculinea nausithous*. *Journal of Insect Conservation* 12. 511-517

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): *Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV*. <https://ffh-anhang4.bfn.de/>, Abruf 27.06.2016.

Drews, M. (2003): *Glaucopsyche nausithous* (BERGSTRÄSSER, 1779).-In: Petersen, B., Ellwanger, P., Biewald, G., Hauke, U., Ludwig, G., Pretscher, P., Schröder, E., und Ssysmank, A. (Bearb.)(2003): *Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland*. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69. 493 – 501.

Geißler-Strobel, S. (1999): *Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisen-Bläulinge Glaucopsyche (Maculinea) nausithous und Glaucopsyche (Maculinea) teleius*. *Neue Entomologische Nachrichten* 44: 1-105.

Grill, A.; Cleary, D.F.R.; Stettmer, C.; Bräu, M.; Settele, J. (2008): A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 12. 617 – 627.

Lange, A., Brockmann, E. & Wieden, M. (2000): *Ergänzende Mitteilungen zu Schutz- und Biotoppflegemaßnahmen für die Ameisenbläulinge Maculinea nausithous und Maculinea teleius*. *Natur und Landschaft* 75: 339-343.

Lange, A. & Wenzel, A. (2004): *Grünlandmanagement für FFH-Arten: Pflegemaßnahmen zum Schutz von Maculinea nausithous und Maculinea teleius - Empfehlungen der Arbeitsgruppe 2*. BfN-Skripten 124: 75-76.

Lange & Wenzel GbR (2008): *Artensteckbrief: Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (Glaucopsyche nausithous)*. FENA; HMULV. 16 S.

Leopold, P., Pretscher, B., Binzenhöfer, B., Reiser, B., Loritz, H., Rennwald, E. & R. Reinhardt, R. (2006): *Glaucopsyche nausithous* (BERGSTRÄSSER, 1779. -In: Schnitter, P., Eichen, C., Ellwanger, G., Neukirchen, M. & E. Schröder (Bearb.) (2006): *Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland*. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2*, 177-179.

Loritz, H. (2003): *Habitatqualität und Landnutzungsdynamik am Beispiel des Dunklen Wiesenknopf- Ameisenbläulings im Queichtal bei Landau (Pfalz)*. Diplomarbeit, Institut für Landschaftsökologie, Universität Münster. http://biozoenologie.unimuenster.de/fileadmin/templates/Bioz/img/Diplomarbeiten/Diplomarbeit_Loritz.pdf (20.11.2007).

Nowicki, P., Pepkowska, A., Kudlek, J., Skorka, P., Witek, M., Settele, J. & M. Woyciechowski (2007): *From metapopulation theory to conservation recommendations: Lessons from a spatial occurrence and abundance patterns of Maculinea butterflies*. *Biological Conservation* 140: 119-129.

PAN & ILÖK (2010): *Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland*. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, erstellt im Rahmen des F(orschungs)- und E(ntwicklungs)-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013

Regierungspräsidium Stuttgart (Hrsg.); Büro naturplan (Bearbeiter) (2014): *Managementplan für das FFH-Gebiet 6723-311 "Ohm-, Kupfer- und Forellental"*. Staatliche Naturschutzverwaltung Baden-Württemberg. 243pp.

Runge, H., Simon, M. & Widdig, T. (2010): *Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb. von: Louis, H. W., Reich, M., Bernotat, D., Mayer, F., Dohm, P., Köstermeyer, H., Smit- Vieregutz, J., Szeder, K.)*.- Hannover, Marburg.

Schulte, T.; Eller, O.; Niehuis, M.; Rennwald, E. (Hrsg.) (2007): *Die Tagfalter der Pfalz, Band 1 und 2*. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz; Heft 36, 37 Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz. e.V. (GNOR). 932 S.

Settele, J., Johst, K., Drechsler, M. & Wätzold, F. (2004): *Zum Einfluss der Mahd auf das Überleben der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge Maculinea nausithous und M. teleius*. BfN-Skripten 124: 27-31.

Sorg, M.; Schwan, H.; Stenmans, W. (2008): *Die Schlupfwespe Neotypus melanocephalus (Gmelin, 1790) in Nordrhein-Westfalen und das Monitoring der Ameisenbläulinge (Phengaris spp.)*. *Mitteilungen aus dem Entomologischen Vereins Krefeld* Vol. 1. 1-5.

Stettmer, C., Binzenhöfer, B. & Hartmann, P. (2001): Habitatmanagement und Schutzmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nausithous*. Teil 1: Populationsdynamik, Ausbreitungsverhalten und Biotopverbund. *Natur und Landschaft* 76: 278-287.

Stettmer, C., Binzenhöfer, B. & Hartmann, P. (2001b): Habitatmanagement und Schutzmaßnahmen für die Ameisenbläulinge *Glaucopsyche teleius* und *Glaucopsyche nausithous*. Teil 2: Populationsdynamik, Ausbreitungsverhalten und Biotopverbund. *Natur und Landschaft* 76: 366-375.

Stettmer, C., Bräu, M., Binzenhöfer, B., Reiser, B. & Settele, J. (2008): Pflegeempfehlungen für das Management der Ameisenbläulinge *Maculinea teleius*, *Maculinea nausithous* und *Maculinea alcon* - Ein Wegweiser für die Naturschutzpraxis. *Natur und Landschaft* 83: 480-487.

Stevens, M.; Braun, T.; Schwan, H.; Sorg, M.; Große, V.; Kaiser, M.; Kiel, E.-F. (2008): Die Rückkehr des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings. *Natur in NRW* 4/08. 37-41.

Witek, M.; Sliwinska, E. B.; Skórka, P.; Nowicki, P.; Wantuch, M.; Vrabec, V.; Settele, J.; Woyciechowski, M. (2008): Host ant specificity of large blue butterflies *Phengaris* (*Maculinea*) (Lepidoptera: Lycaenidae) inhabiting humid grasslands in East-central Europe. *Eur. J. Entomol.* 105; <http://www.eje.cz/scripts/viewabstract.php?abstract=1409>. 871-877

Wynhoff, I.; van Gestel, R.; van Swaay, C.; van Langevelde, F. (2011): Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit *Phengaris* (*Maculinea*) butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 15. 189–206.

5.5 Eremit (*Osmoderma eremita*)

Eremit *Osmoderma eremita* ID 133

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist der von der Art besetzte Brut-/ Entwicklungsbaum (v.a. alte Eichen und Kopfweiden mit sonnseitig exponierten Mulmhöhlen²¹) (LEOPOLD 2004, SCHAFFRATH 2003), bzw. der Verbund mehrerer in unmittelbarer Nähe zueinander besiedelter Bäume (RUNGE et al. 2010: A233). Die Fortpflanzungsstätte schließt eine Pufferzone von 20 m um die einzelnen Brutbäume ein, die sicherstellt, dass z.B. keine Wurzelschädigung durch Bodenarbeiten oder Veränderungen der Wasserverfügbarkeit erfolgt (RUNGE et al. 2010).

Ruhestätte: Die Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Nach STEGNER in SCHNITTER et al. (2006:155) muss jeder einzelne durch den Eremiten besiedelte Baum als Population, jeder besiedelte Baumbestand als Metapopulation aufgefasst werden. Überlebensfähig sind ausschließlich hinreichend große Metapopulationen (ab ca. 1.000 Individuen aller Stadien, ebd.). Als abgrenzbarer Bestand werden alle Bäume aufgefasst, die nicht mehr als 500 Meter vom nächsten potenziellen Brutbaum entfernt sind (ebd.).

Während die Abgrenzung der Metapopulation bei STEGNER in SCHNITTER et al. (2006:155) auch potenzielle Brutbäume beinhaltet (s.o.), definiert das BfN-Internethandbuch die lokale Population als „alle besiedelten [Herv. d. Verf.] Bäume und deren Umgebung bis zu 500 m Entfernung“.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Pflegemaßnahmen zur Gewährleistung der Verkehrssicherheit
- Verinselung/Habitatfragmentierung
- Nutzungsaufgabe von Kopfweiden

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Ursprünglich ist die Art Bewohner lichter, halboffener Wälder (z.B. Flussauen, in dichteren Beständen höhere Stammregionen bzw. Randlage / Lichtungen), wo eine ausreichende Erwärmung der Brutstätten gewährleistet ist. Sekundäre Lebensräume bilden locker strukturierte Hutewälder, Streuobstwiesen, Solitäräume in Parks und Alleen sowie Kopfweiden (STEGNER 2014, NLWKN 2009, MÜLLER-KROEHLING et al. 2006).
- Eremiten besetzen voluminöse Mulmhöhlen (lt. BRÄU & SCHWIBINGER 1998 weisen diese Standorte mehrere Liter oder sogar m³ Mulm auf, zitiert in LEOPOLD 2004: 36, STEGNER & STRZELCZYK 2006 erachten ein Volumen von mehr als 50 Litern bei einem Höhleneingang von 20-50 cm Durchmesser als gut geeignet) in alten, noch lebenden Gehölzen, meist Eichen und Kopfweiden, seltener Linden, Eschen, Buchen, Obstbäume, Robinien, Platanen, Esskastanien.²² Dabei ist die Baumart weniger ausschlaggebend als das Alter: besiedlungsfähige Höhlen bilden sich erst in entsprechend mächtigen Bäumen mit adäquaten Stammdurchmessern (SCHAFFRATH 2009, MÜLLER-KROEHLING et al. 2006), als Richtwert geben STEGNER & STRZELCZYK (2006) ein Bruthöhendurchmesser ab 60 cm an.
- Lt. STEGNER (2014) werden Höhlen in 6-12 m Höhe bevorzugt. Anspruchsvoll ist die Art bei der Beschaffenheit des Mulms bzgl. der Faktoren Feuchte, Temperatur und Pilzflora. STEGNER & STRZELCZYK (2006) beschreiben geeigneten Mulm als frisch, krümelig und von brauner / roter Farbe. Indizien für eine gute Eignung sind eine frische, krümelige Konsistenz und eine schwarze Farbe (STEGNER & STRZELCZYK 2006: 15).

²¹ Lt. LEOPOLD (2004: 35) „Mulm = sogenannte Holzerde“.

²² Die genannten Arten werden hauptsächlich deshalb besetzt, weil sie häufiger als andere auch in Kulturlandschaften ein geeignetes Alter erreichen können (SCHAFFRATH 2009).

- Die Larven fressen während ihrer 3-4 jährigen Entwicklungszeit Holzmulm, vor allem aber morsche / verpilzte Holzpartien (Weiß- und Rotfäule), alte Vogelneester und organische Reste. Die Imagines sind sekundäre Saft-lecker, müssen also prinzipiell keine Nahrung mehr aufnehmen (SCHAFFRATH 2003, LEOPOLD 2004).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Imagines zeigen eine geringe Ausbreitungstendenz, solange ihnen die Brutquartiere zusagen. Nur etwa 15 % der Käfer verlassen zur Paarungszeit (i. d. R. Juni / Juli – August) ihren Brutbaum. Die Ausbreitungsneigung nimmt zu, wenn der Mulmvorrat einer Höhle erschöpft ist / die Siedlungsdichte zu hoch wird (MÜLLER-KROELING et al. 2006), oder der Brutbaum auf- bzw. zusammenbricht und die Art von Totholzbewohnern verdrängt wird (SCHAFFRATH 2009).
- Die Dispersion ist im Wesentlichen beschränkt auf Entfernungen <200m (STEGNER 2006: 6).
- Die aktuelle Besiedlungsdichte eines Baumbestandes (Metapopulation) hängt primär von seiner Größe sowie der Ausbreitung innerhalb des Bestandes ab und weniger von der Ausbreitung zwischen benachbarten Beständen (STEGNER & STRZELCYK 2006:7).
- Aufgrund ihrer Standorttreue (Eremiten leben i.d.R. über viele Generationen in einem Brutbaum, wobei sich die verschiedenen Entwicklungsstadien gemeinsam in der Mulmhöhle aufhalten) benötigt die Art ein stetiges Angebot an geeigneten Brutbäumen in unmittelbarer Nähe (SCHAFFRATH 2003, LEOPOLD 2004). Die Abstände zwischen den einzelnen Bäumen (besiedelte, potenziell besiedelbare, künftige) sollten deutlich unter 200 Metern liegen (STEGNER et al 2009). Lt. STEGNER & STRZELCYK (2006:21) sollen die Abstände zwischen besiedelten / potenziell besiedlungsfähigen Bäumen keinesfalls größer als 50 Meter werden.
- RANIUS (zit. bei MUEEF) geht nach Untersuchungen in Schweden davon aus, dass mindestens 10 benachbarte Bäume mit Baumhöhlen in einem kleineren Wald (Untersuchungsfläche = 3 km²) vorhanden sein müssen, damit Populationen dauerhaft existieren können. Erst bei dieser Anzahl von Bäumen fand er regelmäßig Käfer in allen Höhlen, während bei kleineren Baumbeständen viele geeignete Höhlen ohne Nachweise von Eremiten blieben

Maßnahmen

1. Umsiedlung von Bruthöhlen (RLP7)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Besiedelte Stammabschnitte werden abgesägt und in ein geeignetes Biotop verbracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen.
- Geeignete Biotope zeichnen sich aus durch lichte Altbaumbestände mit voluminösen Mulmhöhlen (s.o. Habitat-anforderungen): Hutewälder, Streuobstwiesen, Kopfweidenbestände, freistehende Baumgruppen im Randbereich von Wäldern (süd- / südwestexponierte Lage), in Parks und Alleen.
- Die räumliche Anbindung an eine Metapopulation muss gewährleistet sein (Entfernung zum nächstgelegenen bekannten und „auf Jahrzehnte hin überlebensfähigem Vorkommen“ möglichst < 200m, max. 500m, THEUNERT 2016:169).
- Mindestabstand zu räuberischen Ameisenvorkommen (z.B. *Formica polyctena*) 200m (THEUNERT 2016:169).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Auf eine ausreichende Länge des Stammabschnittes ist zu achten: der gesamte besetzte Bereich wird umgesiedelt, Einzelabschnitte haben eine Länge von 4-6 m (STEGNER & STRZELCYK 2006).

- Bei unvermeidbaren Baumfällungen empfiehlt STEGNER (2014: 19) besiedelte Stammteile an einem besonnten Platz innerhalb eines geeigneten, nach Möglichkeit bereits mit der Art besiedelten Habitats aufzustellen. Geschlüpfte Käfer können sich dann fliegend oder laufend zu ihren neuen Brutbäumen in unmittelbarer Umgebung bewegen. Nach THEUNERT (2016:169) dürfen Baumabschnitte während der Vegetationszeit nicht voller Sonneneinstrahlung ausgesetzt werden (Gefahr des Austrocknens und damit verbunden keine ausreichende Durchfeuchtung des Mulms). Weitere Hinweise zur Errichtung von „Totholzpyramiden“ finden sich auch in STEGNER & STRZELCZYK (2006: 33f):
 - Beim Transport dürfen die Stammhöhlen nicht „leerlaufen“
 - Die Stammabschnitte werden im neuen Biotop aufrecht, in Form einer Pyramide aufgestellt und statisch gesichert (Bauklammern, Stahlseile), die unteren Stammenden sind 0,5 - 1 m tief in der Erde versenkt.
 - Zur Verkehrssicherung / zum Schutz vor Wildschweinen wird in Waldbeständen ein Wall aus Ästen um die Totholzpyramiden geschichtet.
- Um den mehrheitlich sehr standorttreuen Käfern die Neubesiedlung zu erleichtern, empfehlen RUNGE et al. (2010) die abgesägten Stammabschnitte (möglichst senkrecht) an einen geeigneten Brutbaum zu befestigen. Beim Schlupf befinden sich die Käfer so bereits an ihrem neuen Brutbaum.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die neu besiedelten Brutbaumstämme werden dauerhaft von aufwachsender Vegetation freigehalten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Maßnahmen der Verkehrssicherheit können an (neu-) besiedelten Brutbäumen nur eingeschränkt durchgeführt werden bzw. sollten nach Möglichkeit unterbleiben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Umsiedlung in einen geeigneten Altbaumbestand (Mindestalter / -stammstärke, vorhandene Mulmhöhlen, ausreichende Sonneneinstrahlung) ist von einer kurzfristigen Wirksamkeit auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind größtenteils bekannt. Kenntnislücken bestehen bzgl. der Zusammensetzung des zur Entwicklung nötigen Mulms (BUSSLER 2008 mdl., zitiert in SCHAFFRATH 2009: 24).
- Es bestehen grundsätzliche Bedenken bzgl. der Durchführung der Maßnahme: Eine Umsiedlung der Bruthöhlen ist mit Unsicherheiten verbunden und wird aufgrund des Gefährdungsgrades der Art nur bei unumgänglichen Fällungen vorgeschlagen (STEGNER 2014). Die Pyramiden können im Stamm lebenden Individuen den Abschluss ihrer Entwicklung sichern, eine Nutzung durch folgende Generationen ist unwahrscheinlich (STEGNER & STRZELCZYK 2006). GERSTGRASER und ZANK (2012) zitieren BIOM (2009), die im Zuge des Monitorings nach Umsiedlung von Stammteilen von Verdachtsbrutbäumen des Eremiten im Folgejahr zwar den Ausflug eines Individuums beobachteten, SCHAFFRATH (2009) gibt jedoch zu bedenken, dass Umsiedlungen in noch nicht besiedelte Habitate bisher fehlschlagen. Falls dennoch von Eremiten besiedelte Bäume entfernt werden müssen, sollten Mulmkörper bzw. ausgewählte Baumteile nach Möglichkeit in geeignete Habitate umgesetzt werden. In bereits besiedelten Habitaten steigt bei einer Umsiedlung dagegen der innerartliche Konkurrenzdruck. Die Anzahl der Individuen in einem Brutbaum richtet sich u.a. nach dem Mulmvolumen, überzählige Artgenossen werden i. d. R. angegriffen und gefressen, weshalb davon ausgegangen werden kann, dass die ansässigen Larven ihre Mulmhöhlen immer vollständig ausnutzen (SCHAFFRATH 2009).
- Aufgrund der o.g. Kenntnislücken und Bedenken wird die Plausibilität mit gering eingestuft.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering, als CEF-Maßnahme nicht geeignet.

2. Nutzungsverzicht (W1.1) und Freistellung älterer Bäume (W2.5), Förderung der Waldweide (W10)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldflächen mit älteren Laubbaumbeständen werden für den Eremit durch Extensivierung der (forst-)wirtschaftlichen Nutzung in Form von Nutzungsverzicht und Freistellung älterer Bäume als Habitat und durch Maßnahmen zur Erhöhung der Spechtdichte aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen.
- Ältere Laubwaldbestände im Umfeld bis max. 500m um besiedelte Bäume.
- Mindestabstand zu räuberischen Ameisenvorkommen (z.B. *Formica polyctena*) 200m (THEUNERT 2016: 169).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Eine zusammenhängende große Fläche ist wertvoller als mehrere kleine; lockere flächige Strukturen sind linearen Strukturen vorzuziehen. Das BfN²³ empfiehlt insgesamt 10 Bäume (Brutbäume + Zukunftsbäume)/ha (analog Biotopbaumkonzept LWF Bayern, NEFT 2006).
- Habitatentwicklung im Einzelnen durch:
 - Auslichten des Bestandes unter Schonung der ältesten Bäume
 - Förderung überständiger und Einzelbäume, Freistellung besiedelter Bäume bzw. eingewachsener Hudebäume
 - Förderung lichter Saumstrukturen mit besonnten Bäumen
 - Förderung bestimmter Baumarten (z. B. Linden, Eichen) ggf. auch gegen konkurrierende Baumarten
 - Förderung von Waldweide

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume)
- Ggf. Beseitigung von aufkommendem Gehölzjungwuchs im Traufbereich der Altbäume

²³ http://www.ffh-anhang4.bfn.de/erhaltung-eremit.html?&no_cache=1 Abruf am 30.03.2016.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- In bestimmten Fällen können derzeit (noch) nicht geeignete Flächen in kürzeren als den für entsprechende Lebensraumtypen angenommenen Regelzeiträumen (RIECKEN et al. 2006 u. a.) als Habitat entwickelt werden, dies betrifft jedoch eher Kopfweiden oder Streuobstwiesen im Offenland. Die zeitliche Dimension einer eventuellen Regeneration in Waldbeständen bewegt sich zwischen mehreren Jahren und vielen Jahrzehnten. Derartige Zeitspannen sind sowohl zur absoluten Regeneration, als auch zur Schaffung gemischter Altersstrukturen unter den Höhlenbäumen erforderlich (STEGNER et al. 2009).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind mittel- bis langfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind größtenteils bekannt. Kenntnislücken bestehen bzgl. der Zusammensetzung des zur Entwicklung nötigen Mulms (BUSSLER 2008 mdl., zitiert in SCHAFFRATH 2009: 24).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. In Einzelfällen kann nach Einschätzung von STEGNER et al. (2009) ggf. plausibel gemacht werden, dass benachbarte Bäume oder Baumbestände in den Folgejahren Habitatfunktionen übernehmen können. Dieses setzt jedoch in jedem Fall voraus, dass der Kernbestand des jeweiligen *Osmoderma*-Vorkommens unbeeinträchtigt bleibt. Analog zu den Empfehlungen für den Heldbock (*Cerambyx cerdo*) kann davon ausgegangen werden, dass eine Nutzungsextensivierung alter Eichenbestände im Sinne einer Hutewaldwirtschaft positiv wirkt.
- Die Prognosesicherheit der Maßnahme wird aufgrund der Unschärfen bzgl. der Wirksamkeit und der zeitlichen Dauer bis zur Wirksamkeit als mittel eingestuft.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering. Aufgrund der langen Entwicklungsdauer und der Unsicherheiten bzgl. einer Umsiedlung nicht als CEF-Maßnahme geeignet. Als FCS-Maßnahme ist sie nach Einzelfallprüfung geeignet.

3. Anlage künstlicher Mulmhöhlen für altholzbewohnende Käfer (RLP8)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch spezielle Nistkästen für altholzbewohnende Käfer an besiedlungsfähigen Alteichen soll das Angebot an Mulmhöhlen erhöht und somit die Etablierung neuer Teilpopulationen unterstützt werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen.
- Im Umfeld bis 200m um besiedelte Bäume
- Mindestabstand zu räuberischen Ameisenvorkommen (z.B. *Formica polyctena*) 200m (THEUNERT 2016:169).
- Platzierung an der Schattenseite, um möglichst ausgeglichene Umweltbedingungen zu erzeugen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Mindestens 4 Bäume, 1-4 Kästen/ Baum (mit jeweils unterschiedlicher Füllung) (gutachterlicher Vorschlag abgeleitet aus der Versuchsanordnung von CARLSSON et al. 2016).
- Holzboxen mindestens in der Dimension 0,70 x 0,30 x 0,30 m mit einem Volumen von ungefähr 60 l aus Eichenholz mit 25mm dicken Wänden und Dach und einem 50 mm dicken Boden sowie einer 80 mm großen Kreisöffnung (Durchmesser) an der Frontseite. Ein größeres Volumen kann ggf. ein stabileres Mikroklima bewirken.
 - Dachplatte öffnen, in der Dachplatte an den Endpunkten einer Kreuzform 4 Bohrungen, mit einem Durchmesser von 8 mm durchführen, damit Regenwasser eindringen kann.
 - Kastenbodenauskleidung mit Plastikfläche-/folie, darüber 50 mm starke Lehmschicht kugelförmig ausgekleidet, um Feuchtigkeit zu binden.
 - Füllung der Kästen zu 70% des Volumens mit Eichensägemehl (50%), Eichenblättern (25%), Heu (10% und 1 l Luzernemehl (*Medicago falcata* / 2,5%) und 5l Wasser (12,5%). Als weitere Bestandteile in je einem Viertel der Kästen a) 1 l Hühnerkot (Simulation einer von Vogelarten besetzten Baumhöhle) b) 1 zusätzlicher l Luzernemehl plus 1l Eichenspäne (für den Proteingehalt), c) 5 Kartoffeln (für ein feuchtes Milieu), wobei die Besiedlungsunterschiede aufgrund des unterschiedlichen Substrats nach 4 Jahren abnehmen und nicht mehr signifikant sind (CARLSSON et al. 2016).
 - Metallband um die gesamte Box, um den langfristigen Zusammenhalt zu gewährleisten (CARLSSON et al. 2016).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam ab ca. 9-10 Jahren entsprechend CARLSSON et al (2016). Erst nach einigen Jahren entwickelt der künstliche Holzmulm eine für Altholz bewohnende Spezialisten wie den Eremit erforderliche Qualität.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind mittel- bis langfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind größtenteils bekannt. Kenntnislücken bestehen bzgl. der Zusammensetzung des zur Entwicklung nötigen Mulms (BUSSLER 2008 mdl., zitiert in SCHAFFRATH 2009: 24).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen im Einzelfall vor. CARLSSON et al (2016) berichten über die Besiedlung von Nistkästen in höhlenreichen Alteichenbeständen in Schweden durch Altholz bewohnende, Käfer darunter auch nach 9 bzw. 10 Jahren je 2 Individuen des Eremiten in 2 Kästen von insgesamt 43 untersuchten Kästen. (Eine Erstuntersuchung nach 4 Jahren erbrachte für diese Art noch keinen Nachweis). Über die gesamte Untersuchungszeit wurden insgesamt 2170 Individuen von 91 Arten gefunden, wobei sich die künstliche Nisthilfe nach 10 Jahren höhlenähnlicher entwickelte mit weniger aber individuenstärkeren Baumhöhlenspezialisten. Die Prognosesicherheit der Maßnahme wird als mittel eingestuft. Mit gleicher Zielsetzung schlagen RUNGE et al. (2010) die Anlage von Mulmhöhlen durch Ausbohren und Pilzinfizierung von

vorhandenen Hohlräumen in Bäumen vor. Wegen fehlender Wirksamkeitsnachweise wird die Erfolgswahrscheinlichkeit z.Zt. aber als gering angesehen, auch wenn der Maßnahme ein hohes Potenzial zugesprochen und ein entsprechendes Forschungsvorhaben empfohlen wird. Lt. BfN-Internethandbuch können künstlich geschaffene Höhlen bei dringendem Handlungsbedarf in Einzelfällen in Betracht gezogen werden, dies sollte aber stets als Sonderfall betrachtet werden.²⁴ Voraussetzung ist, dass der Kernbestand des jeweiligen Osmoderma-Vorkommens unbeeinträchtigt bleibt und dass gleichzeitig Habitatentwicklungsmaßnahmen im betreffenden Bestand durchgeführt werden.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering. Aufgrund der mittelfristigen Entwicklungsdauer und der Unsicherheiten nicht als CEF-Maßnahme geeignet, nach Einzelfallprüfung als FCS-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Eremiten können keine CEF-Maßnahmen empfohlen werden. Aufgrund der geringen Mobilität der Art und der oft isolierten Vorkommen bzw. fehlender Vernetzung verbliebener Habitats (in Form von alten Baumbeständen) wäre eine Umsiedlung in den meisten Fällen unumgänglich. Da Umsiedlungen wegen der bereits dargelegten Unsicherheiten sehr kritisch zu bewerten sind, werden weitere Maßnahmen, wie etwa das Bohren von Bruthöhlen mit anschließendem Einbringen von Mulm, die von RUNGE et al. (2010: A235) als ohne Eignung bewertet werden, an dieser Stelle nicht weiter geprüft. Als FCS-Maßnahmen kommen im Einzelfall, wenn der Kernbestand des jeweiligen Osmoderma-Vorkommens unbeeinträchtigt bleibt, stützende Maßnahmen im näheren Umfeld betroffener Bestände in Betracht (Habitatentwicklung und Installation von künstlichen Mulmhöhlen).

Quellen:

BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Eremit. http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh_anhang4-eremit.html zuletzt abgerufen am 16.12.2015.

BIOM – Martschei (2012): Endbericht zum Monitoring in der Großen Zoßna 2011. Jänschwalde. 14 S.

Carlsson, S.; Bergmann, K.-O.; Jansson, N.; Ranius, T.; Milberg, P (2016): Boxing for biodiversity: evaluation of an artificially created decaying wood habitat. *Biodiversity and Conservation* 25 (2). S.393-405.

Gerstgraser, C.; Zank, H. (2012): Kompensation der Beseitigung eines FFH-Gebietes. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44 (10): 293-299

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des BfN, Bonn.

MUEEF, Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz: Lanis: Steckbrief zur Art 1084 der FFH-Richtlinie: Eremit (*Osmoderma eremita*). <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1084>, Abruf 23.01.2018

Müller-Kroehling, S., Franz, Ch., Binner, V., Müller, J., Pechacek, P. & V. Zahner (2006): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie in Bayern als Praxishandbuch und Materialsammlung für das Gebietsmanagement der NATURA 2000-Gebiete.

Neft, R. (2006): Biotopbäume und Totholz im bayerischen Staatswald schützen, erhalten und fördern. – LWF aktuell 55: 28-30.

NLWKN / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen. Teil 1: Wirbellosenarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Eremit (*Osmoderma eremita*). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Hannover, 9 S., unveröff.

²⁴ http://www.ffh-anhang4.bfn.de/erhaltung-eremit.html?&no_cache=1 Abruf am 30.03.2016.

Riecken, U.; Finck, P.; Raths, U.; Schröder, E.; Ssymank, A. (2006): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands - zweite fortgeschriebene Fassung 2006. Naturschutz und Biologische Vielfalt (BV Heft 34) - Bundesamt für Naturschutz Bonn. 318pp.

Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.

Schaffrath, U. (2003): *Osmoderma eremita* (SCOPOLI, 1763). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E., Ssymank, A., Biewald, G., Ludwig, G., Pretschner, P. & E. Schröder (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1. Münster: 415-425.

Schaffrath, U. (2009): Landesweites Artenhilfskonzept Eremit (*Osmoderma eremita*). I. A. der FENA, Gießen.

Schnitter, P.; Eichen, C.; Ellwanger, G.; Neukirchen, M.; Schröder, E. (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Halle), Sonderheft 2.

Stegner, J. (2014): Heldbock und Eremit. Bewohner alter Bäume. Sammelreihe Natur und Landschaft (2). I. A. des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 24 S.

Stegner J. & P. Strzelczyk (2006): Der Juchtenkäfer (*Osmoderma eremita*) – eine prioritäre Art der FFH-Richtlinie. Handreichung für Naturschutz und Landschaftsplanung.

Stegner, J.; Strzelczyk, P. & Martschei, T. (2009): Eremit. FFH-Info-Datenbank des BfN. http://ffh-vp-info.de/FFHVP/Art.jsp?m=2,1,3,7&button_ueber=true&wg=0&wid=1&offset=10. Abruf 16.03.2016.

Theunert, R. (2016): Kohärenzsicherung für den Eremiten blieb erfolglos. Kritischer Blick auf eine Verbringung in den Wald Große Zoßna. Naturschutz und Landschaftsplanung 48 (5): 168-169

5.6 Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*)

Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* ID 139

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist der von der Art am Gewässer besiedelte Habitatkomplex. Abgesehen vom Larvalgewässer selbst sind darin eingeschlossen auch die umliegenden Vegetationsstrukturen (Röhricht, Wiesen, Hecken sowie den Kronenbereich umliegender Bäume) (LEOPOLD 2004). Die Abgrenzung dieses Komplexes ist abhängig von örtlichen Begebenheiten und kann nicht pauschal vorgenommen werden. Aufgrund der mehrjährigen Entwicklungszeit der Larven können auch in einer Untersuchungssaison nicht beflogene Gewässer aktuelle Fortpflanzungsstätten sein. Regelmäßig genutzte Jagdhabitats sind zu berücksichtigen; die Abgrenzung ist im Einzelfall abzuklären (analog zu RUNGE et al. 2010).

Ruhestätte: Die Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Sie umfasst die Ried-/Seggenbestände im Larvalgewässer²⁵ sowie Baum- und Strauchstrukturen im Umkreis von 300m (STERNBERG & BUCHWALD 2000: 421). Ebenso zu berücksichtigen sind räumlich limitierte Jagdhabitats, die während des Reifungsprozesses aufgesucht werden und mitunter weiter entfernt liegen. Die Abgrenzung erfolgt im Einzelfall (analog zu RUNGE et al 2010).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

Außerhalb der Verbreitungsschwerpunkte in Ostdeutschland und im voralpinen Hügel- und Moorland liegen die Nachweise fast ausschließlich so weit voneinander entfernt, dass jedes einzelne Vorkommen als lokale Population zu werten ist (BFN-Internethandbuch). Da aufgrund der dynamischen Veränderungen vieler Fortpflanzungsgewässer ein einzelnes Fortpflanzungsgewässer für das mittel- und langfristige Überleben einer lokalen Population i.d.R. nicht ausreichend ist, müssen auch andere, potenziell zur Fortpflanzung geeignete Gewässer in der Umgebung in die Abgrenzung der lokalen Population mit einbezogen werden (ebd.).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Verinselung von Fortpflanzungsgewässern durch fehlende Trittsteinbiotope.
- Verschlechterung der lokalen Habitatqualität durch Verlandung, Eutrophierung (angrenzende Landwirtschaftsflächen), Austrocknung der Gewässer und einwandernde Prädatoren (WILDERMUTH 2013).
- Auch Schädigungen der Uferzone und intensiver Freizeitbetrieb können die Entwicklung einer lokalen Population stören (BLANCKENHAGEN 2008).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die relativ wärmebedürftige Art besiedelt mäßig saure bis neutrale Gewässer mit dunklem Grund und Tiefen < 80 cm im mittleren Sukzessionsstadium²⁶, insbes. in Moorgebieten mit windgeschützter Lage: mesotrophe natürliche Moorrandgewässer und Kleinseen mit moorigen Ufern, Torfweiher und aufgelassene Torfstiche/Torfgräben in Übergangs- und Waldmooren, Weiher, ungenutzte Fischteiche, ehem. Sand-, Lehm- und Schottergruben (vgl. LEOPOLD 2004: 23f, FENA 2008).
- Larvalhabitat:
 - Während der zwei- bis dreijährigen Entwicklungszeit halten sich die Larven meist im Schlamm der Wasser- sowie Ufervegetation auf. Wichtige Strukturelemente sind eine mäßige Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie zumindest einzelne vertikale Halme von Seggen, Binsen, Schachtelhalm, etc. zum Schlüpfen, völlig zugewachsene Gewässer werden gemieden.

²⁵ Da die Larvalphase Teil des Fortpflanzungszyklus ist, wird das Entwicklungsgewässer selbst als Fortpflanzungs- und nicht als Ruhestätte gesehen (RUNGE et al. 2010).

²⁶ Frisch angelegte Gewässer werden von der Großen Moosjungfer frühestens im zweiten Jahr besiedelt. Mit ersten Exuvien ist dort gemäß der min. zweijährigen Entwicklungszeit frühestens nach drei Jahren zu rechnen (vgl. STERNBERG & BUCHWALD: S. 419).

- Imaginalhabitat:
 - Zur Nahrungssuche, Nachtruhe und zum Ausreifen direkt nach dem Schlüpfen (Mai - Juni) nutzen Imagines die Saumstrukturen der Gewässer (Röhricht, Wiesen, Hecken sowie den Kronenbereich umliegender Bäume). Nach einer ca. 2-wöchigen Entwicklungszeit sind sie geschlechtsreif. Zur Fortpflanzungszeit (bis Ende Juli) suchen die Imagines neben dem Ursprungshabitat auch geeignete Gewässer in der Umgebung auf.
 - Zur Eiablage benötigt die Art versteckte Plätze in der Ufervegetation und flache Gewässer/Gewässerränder, die offene Wasserfläche kann dabei sehr klein sein. STERNBERG & BUCHWALD (2000) geben mindestens 5m² als Richtwert an.
- Aufgrund des hohen Prädationsdrucks sollten die Gewässer möglichst fischfrei und nicht durch konkurrenzstärkere Großlibellenlarven (z.B. Blaugüne Mosaikjungfer: *Aeshna cyanea*) besiedelt sein (WILDERMUTH 2002).
- Die Gewässer müssen ganzjährig Wasser führen und dürfen nicht durchfrieren.
- Die Territorien der männlichen Imagines sind lt. STERNBERG & BUCHWALD (2000) ca. 50 m lang und bedecken 10m². Prinzipiell sind die männlichen Individuen mit einem täglichen Bewegungsradius von 50 – 500 m (selten bis 1.300m) standorttreu, auf der Suche nach neuen Fortpflanzungsgewässern kommt es entlang geeigneter Strukturen zu Streuwanderungen (STERNBERG & BUCHWALD 2000: 423).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Wandercharakter der Art begünstigt die Wieder- und Neuansiedlung. Wichtig für eine nachhaltige Bestands-sicherung der Art ist, dass ein Biotopverbund von mehreren Gewässern mit unterschiedlichen Sukzessionsstufen und geeigneten Habitatstrukturen zur Verfügung steht.

Maßnahmen

1. Regelung des Fischbesatzes (G6.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mit pflegerischen Maßnahmen wird jeglicher Fischbesatz aus potenziell geeigneten Gewässern entfernt, bzw. ferngehalten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Im Umfeld wird keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz durchgeführt, ggf. sind Extensivierungsmaßnahmen der Bewirtschaftung erforderlich (FENA 2006, BLANCKENHAGEN 2008). Das BfN-Internethandbuch schlägt im Einzugsgebiet der Gewässer den Verzicht von Ackernutzung und bei Grünlandnutzung die Einrichtung von Pufferzonen von mindestens 100 m vor (dort keine Düngung oder mit maximal am Nährstoffentzug orientierte Düngung). Uferbrachen und Gewässerrandstreifen als Pufferzone sollten lt. STERNBERG & STERNBERG (2004:38f) zur Erhöhung der Strukturvielfalt in verschiedenen Mahdrhythmen und nur bis zu einem Abstand von 5, besser 10 m zum Gewässerrand gemäht, bzw. umgebrochen werden.
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungsstätte, so dass spontane Besiedlung möglich ist, maximale Entfernung entsprechend der arttypischen Mobilität: 1 km.
- Optimal sind aktuell noch besiedelte Gewässer bzw. solche, deren Besiedlung durch die Art in nicht allzu ferner Vergangenheit bekannt ist.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).

- Da die Libellenlarven einem hohen Prädationsdruck durch Fische unterliegen, müssen potenzielle Habitate vor Fischzuwanderung geschützt bzw. durch Fischentnahme für die Art aufgewertet werden.
- WILDERMUTH & KÜRY (2009) empfehlen in Gewässern mit Anbindung ins Fließgewässernetz (Moorgewässer / -gräben, die in Bäche münden) das Einwandern von Fischen mittels Fischsperrn zu unterbinden:
 - z.B. in Form von 1 m dicken Packungen von Grobkies in starkem Maschendraht, diese sind so dimensioniert, dass das Wasser durchfließen kann und sich nicht übermäßig aufstaut bzw. seitlich vorbei fließt und Erdreich mit abtransportiert (WILDERMUTH & KÜRY 2009: 61).
- Das Abfischen in besetzten Gewässern erfolgt unter Umständen über mehrere Jahre hinweg.
- Die Maßnahme eignet sich vorwiegend bei kleineren Gewässern mit bis zu 100 m² Oberfläche. Angestrebt werden sollte nach Möglichkeit ein ganzer Gewässerkomplex, der leer gefischt bzw. fischfrei gehalten und nach dem Rotationsmodell (siehe Maßnahme 2) gepflegt wird (RUNGE et al. 2010).
- Für einen kompletten Abfang sind oft mehrere Wiederholungen nötig.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Lt RUNGE et al. (2010) können zur Absicherung einer kurzfristigen Wirksamkeit der Maßnahme ab der ersten Flugsaison nach Aufwertung der Gewässer drei Jahre lang von jeweils mehreren ablegebereiten Weibchen der betroffenen Population Eier abgestreift und an geeigneten Stellen im neuen Habitat verteilt werden. Dieser Vorschlag geht auf Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Libellen im Rahmen eines Experten-Workshops (AG INSEKTEN) in Hannover 2008 zurück, Ergebnisse sind bisher unveröffentlicht. Über diese Teilmaßnahme ist im Einzelfall zu entscheiden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme wird sofort wirksam. Gemäß der mindestens zweijährigen Entwicklungszeit der Larven ist frühestens zwei Jahre nach Aufwertung des Gewässers mit Exuvienfunden zu rechnen (vgl. STERNBERG & BUCHWALD: 419).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit, vor allem wenn das Gewässer bereits besiedelt ist.
- Die Wirksamkeit ist in Bezug auf die Artökologie in hohem Maße plausibel.
- Die Maßnahme wird in der Literatur vorgeschlagen (WILDERMUTH & KÜRY 2009, BfN-Internethandbuch). Ein Wirksamkeitsbeleg liegt durch KUHN & BRUBACH (zitiert in FENA 2006: 10) vor: Nach Fischentnahmen konnten Neubesiedlungen beobachtet werden (KUHN & BRUBACH zitiert in FENA 2006: 10).

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

2. Pflege potenziell geeigneter und aktuell besiedelter Gewässer durch Entlandung (RLP6) / Freistellen beschatteter Gewässerstrukturen / Entbuschung (G6.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mit pflegerischen Maßnahmen wird der mittlere Verlandungscharakter eines Stillgewässers (wieder-) hergestellt. Vorrangig einzusetzende Maßnahmen sind Schnitt ufernaher Büsche und Gehölzstrukturen²⁷ zur Freistellung beschatteter Gewässer / Abtragen der Vegetationsdecke und übermäßigem Schlamm von verlandenden Gewässern.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Im unmittelbaren Umfeld wird keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz durchgeführt, ggf. sind Extensivierungsmaßnahmen der Bewirtschaftung erforderlich (FENA 2006, BLANCKENHAGEN 2008). Das BfN-Internethandbuch schlägt im Einzugsgebiet der Gewässer den Verzicht von Ackernutzung und bei Grünlandnutzung die Einrichtung von Pufferzonen von mindestens 100 m vor (dort keine Düngung oder mit maximal am Nährstoffzug orientierte Düngung). Uferbrachen und Gewässerrandstreifen als Pufferzone sollten lt. STERNBERG & STERNBERG (2004: 38f) zur Erhöhung der Strukturvielfalt in verschiedenen Mahdrhythmen und nur bis zu einem Abstand von 5, besser 10 m zum Gewässerrand gemäht, bzw. umgebrochen werden.
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungsstätte, so dass spontane Besiedlung möglich ist, maximale Entfernung entsprechend der arttypischen Mobilität: 1 km.
- Optimal sind aktuell noch besiedelte Gewässer bzw. solche, deren Besiedlung durch die Art in nicht allzu ferner Vergangenheit bekannt ist.
- Das Gewässer ist fischfrei.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Bei einem Biotopverbund mit mehreren benachbarten Gewässern werden die Vegetationspflegemaßnahmen im Rotationsverfahren durchgeführt
 - Ziel des von WILDERMUTH & SCHIESS (1983, zitiert in WILDERMUTH 2001) beschriebenen Rotationsmodells ist ein jederzeit vorhandenes, sich aber stetig veränderndes Mosaik aus kleinen bis mittelgroßen Gewässern in verschiedenen Sukzessionsstadien auf verhältnismäßig kleiner Fläche, das kleinbäuerliche Nutzung von Torfstichen (und damit entstehende Sekundärhabitats für Libellen) simuliert.
 - Demnach erfolgen die Vegetationspflegemaßnahmen zeitlich versetzt und erst dann, wenn die jeweilige Wasserfläche vollständig zugewachsen ist. WILDERMUTH & SCHIESS (1983, zitiert in WILDERMUTH 2001) unterteilen den Sukzessionsprozess in 5 zeitl. aufeinanderfolgende Stadien, wobei die Große Moosjungfer sich nur in Sukzessionsstadien 2-3 (geringe bis mittlere Schwimmblatt- und Unterwasservegetation sowie zumindest einzelne vertikale Halme von Seggen etc.) ansiedelt.
 - Der Eingriffsbedarf ist für die einzelnen Gewässer periodisch und mit Bezug auf die vor Ort gegebenen Bedingungen abzuklären (zitiert in WILDERMUTH 2001). Generell verlanden tiefe, nährstoffärmere Torfgewässer langsamer, flache / schmale und nährstoffreiche Gewässer dagegen schneller. Darüber hinaus lassen sich lt. BLANCKENHAGEN (2008: 18) aus der Ökologie der Art folgende Richtlinien bezüglich geeigneter Zeitpunkte für Pflegeeingriffe ableiten:

²⁷ insbes. *Picea abies*, *Frangula alnus* und *Salix* spp. (WILDERMUTH 2013)

- Räumung/Entkrautung v. Gewässern sowie Entnahme des Fischbestands möglichst im Herbst.
 - Entfernung d. Gehölze in Gewässernähe v.a. im Herbst/Winter, falls empfindliche Uferstrukturen betroffen sind, am besten bei gefrorenem Boden
 - Entfernung v. Gehölzjungwuchs einschl. der Wurzeln bei ungefrorenem Boden im Herbst/Winter
 - Offenhaltung von Grünland-, Moor-, und Heideflächen in Gewässernähe in Abhängigkeit der Pflanzengesellschaften und ggf. geschützter/gefährdeter Arten im Sommer/Herbst
- Bei der Gewässerräumung kann ein kleiner Uferbereich als Reservoir für eine erneute Besiedlung mit standorttypischer Vegetation bzw. als Rückzugsort für Arten der Verlandungsbestände ausgespart werden (WILDERMUTH 2001).
 - Pflegemaßnahmen sind grundsätzlich von Hand (mit Torfspaten, Hacke und Säge zum Abtrennen von Wurzelgeflechten) durchzuführen.
 - Falls Bodenmaterial zur Sicherung einer ausreichenden Tiefe / stabilen Wasserzuführung der Gewässer abgetragen werden soll, können (unter größtmöglicher Schonung des Moorbodens) auch kleine Bagger eingesetzt werden. Es darf nicht bis zum mineralischen Untergrund gegraben werden. Der Aushub sollte zunächst ufernah zwischengelagert werden, damit verbliebene Wasserorganismen zum Gewässer zurückkehren können (BLANCKENHAGEN 2008: 17) und ist danach zur Vermeidung eines Rückflusses von Nährstoffen abzutransportieren (WILDERMUTH 2013 & NLWKN 2011). Entnommenes Pflanzenmaterial ist auf Libellenlarven und andere Wassertiere zu kontrollieren, diese sind ggf. wieder einzusetzen.
- Eingewanderte, dichte Schilfbestände (*Phragmites australis*) im Gewässer und der unmittelbaren Umgebung sind durch zweifache jährliche (Unterwasser-) Mahd zu beseitigen (WILDERMUTH 2013).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Stillgewässer wird mit Bezug auf die vor Ort gegebenen Bedingungen periodisch wiederholt.
- Das Gewässer muss fischfrei gehalten werden (siehe Maßnahme 1).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Aufgrund der Trittempfindlichkeit von *Leucorrhinia*-Arten empfehlen FIEBIG & LOHR (2013) bei Lage der besiedelten Gewässer in Beweidungsgebieten die wechselweise Beweidung (Beweidungsrhythmus von etwa 3-5 Jahren). Bei größeren Gewässern sollte nicht das gesamte Gewässer, sondern Teilabschnitte der Ufer von der Beweidung ausgespart werden.
- Lt. RUNGE et al. (2010) können zur Absicherung einer kurzfristigen Wirksamkeit der Maßnahme ab der ersten Flugsaison nach Aufwertung der Gewässer drei Jahre lang von jeweils mehreren ablegebereiten Weibchen der betroffenen Population Eier abgestreift und an geeigneten Stellen im neuen Habitat verteilt werden. Dieser Vorschlag geht auf Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Libellen im Rahmen eines Experten-Workshops (AG INSEKTEN) in Hannover 2008 zurück, Ergebnisse sind bisher unveröffentlicht. Über diese Teilmaßnahme ist im Einzelfall zu entscheiden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von im Allgemeinen 2 Jahren, lt. RUNGE et al (2010) bei bereits besiedelten Gewässern u.U. schneller. Um eine Wirkung innerhalb von 5 Jahren abzusichern, kann ein manuelles Einbringen von Libelleneiern erfolgen (s. Maßnahme 2).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Es liegen umfangreiche Erkenntnisse zu den artspezifischen Habitatansprüchen vor. Die Maßnahme erscheint aus der Artökologie in hohem Maße plausibel.

- Die Maßnahme wird in der Literatur vorgeschlagen (BLANCKENHAGEN 2008, WILDERMUTH & KÜRY 2009). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen vor: nach WILDERMUTH (2001: 270f) wird das oben beschriebene Rotationsmodell samt Monitoring in Mooregebieten der Schweiz seit den 1980ern durchgeführt und hat sich auf die Entwicklung der Zielart als sehr positiv erwiesen.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

3. Anlage von Stillgewässern (G1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In Reichweite des besiedelten Gewässers wird ein Komplex von zumindest teilweise sonnenexponierten Klein- und Großgewässern (Seen, Teiche, Tümpel) mit angrenzenden Busch- und Gehölzstrukturen neu geschaffen. Die Gewässer müssen in einem mittleren Sukzessionsstadium sowie fischfrei gehalten werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Im unmittelbaren Umfeld wird keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz durchgeführt, ggf. sind Extensivierungsmaßnahmen der Bewirtschaftung erforderlich (FENA 2006, BLANCKENHAGEN 2008). Das BfN-Internethandbuch schlägt im Einzugsgebiet der Gewässer den Verzicht von Ackernutzung und bei Grünlandnutzung die Einrichtung von Pufferzonen von mindestens 100 m vor (dort keine Düngung oder mit maximal am Nährstoffzug orientierte Düngung). Uferbrachen und Gewässerrandstreifen als Pufferzone sollten lt. STERNBERG & STERNBERG (2004 38f) zur Erhöhung der Strukturvielfalt in verschiedenen Mahdrhythmen und nur bis zu einem Abstand von 5, besser 10 m zum Gewässerrand gemäht, bzw. umgebrochen werden.
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungsstätte, so dass spontane Besiedlung möglich ist, maximale Entfernung entsprechend der arttypischen Mobilität: 1 km.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Für eine vitale Population ist ein Komplex aus 10-15 kleinen bis mittelgroßen Teichen/Torfstichen mit je 10-400m² Wasserfläche und einer Tiefe von 0,3-1,0 m anzulegen (WILDERMUTH 2013).
- Die Entwicklung nötiger Vegetationsstrukturen wird durch Anpflanzen eines schütterten Röhrichtgürtels und das Einbringen submerser Vegetation gefördert. Benötigtes Material sollte in einem verträglichen Umfang (ökologische Funktion muss für die Art bis zum Eingriffszeitpunkt erhalten bleiben) dem vom Eingriff betroffenen Gewässer entnommen werden (RUNGE et al. 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Zur Absicherung einer kurzfristigen Wirksamkeit können ab der ersten Flugsaison nach Anlage der Gewässer drei Jahre lang von jeweils mehreren ablegebereiten Weibchen der betr. Population Eier abgestreift und an geeigneten Stellen im neuen Habitat verteilt werden (RUNGE et al. 2010). Über diese Teilmaßnahme ist im Einzelfall zu entscheiden.
- Um die Gewässer in einem mittleren Sukzessionsstadium zu halten, sind flankierende Maßnahmen wie periodische Entschlammung und Entbuschung nötig, bei mehreren Gewässern empfiehlt sich demnach ein Vorgehen nach dem Rotationsprinzip, vgl. Maßnahme 2.
- Das Gewässer wird dauerhaft fischfrei (siehe Maßnahme 1) gehalten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Frisch angelegte Gewässer werden von der Großen Moosjungfer frühestens im zweiten Jahr besiedelt. Mit ersten Exuvien ist dort gemäß der mindestens zweijährigen Entwicklungszeit, frühestens nach drei Jahren zu rechnen (vgl. STERNBERG & BUCHWALD: 419). Durch Anpflanzung geeigneter Vegetationsstrukturen (Röhricht, Schwimmblatt- und Unterwasservegetation) sowie manuellem Einbringen von Libelleneiern (s.o.) kann die Besiedlung u. U. schneller erfolgen (RUNGE et al 2010).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme erscheint aus der Artökologie in hohem Maße plausibel und wird von Experten vorgeschlagen (WILDERMUTH & KÜRY 2009, WILDERMUTH 2013, STERNBERG & BUCHWALD 2000). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme. Daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kennisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

4. Wiedervernässung (G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Entwässerung verloren gegangene ehemalige Lebensräume (Moore oder andere geeignete Standorte) werden durch Rückbau, Umbau oder Außerbetriebnahme von Entwässerungsanlagen wieder zu Habitaten entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Im unmittelbaren Umfeld wird keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz durchgeführt, ggf. sind Extensivierungsmaßnahmen der Bewirtschaftung erforderlich (FENA 2006, BLANCKENHAGEN 2008). Das BfN-Internethandbuch schlägt im Einzugsgebiet der Gewässer den Verzicht von Ackernutzung und bei Grünlandnutzung die Einrichtung von Pufferzonen von mindestens 100 m vor (dort keine Düngung oder mit maximal am Nährstoffzug orientierte Düngung). Uferbrachen und Gewässerrandstreifen als Pufferzone sollten lt. STERNBERG & STERNBERG (2004: 38f) zur Erhöhung der Strukturvielfalt in verschiedenen Mahdrhythmen und nur bis zu einem Abstand von 5, besser 10 m zum Gewässerrand gemäht, bzw. umgebrochen werden.
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungsstätte, so dass spontane Besiedlung möglich ist, maximale Entfernung entsprechend der arttypischen Mobilität: 1 km.
- Mesotrophe Standort-Qualität ist gegeben (z. B. verlandeter Torfstich). Optimal sind (trockengefallene) Gewässer, deren Besiedlung durch die Große Moosjungfer in nicht allzu ferner Vergangenheit bekannt ist.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Zur dauerhaften Anhebung des Wasserspiegels werden nach Empfehlungen von (WILDERMUTH & KÜRY 2009):
 - Drainagevorrichtungen außer Funktion gesetzt
 - Abzugsgräben aufgefüllt bzw. verschlossen
 - Abflüsse nährstoffarmen Regenwassers durch Einbau von Spundwänden verzögert
 - Zuflüsse von nährstoffhaltigem oder verunreinigtem Wasser aus der Umgebung ggf. durch Aushub von Randgräben verhindert
- Nach Möglichkeit wird nicht nur ein Einzelgewässer, sondern ein ganzer Komplex von Kleingewässern wiederhergestellt, der dann dauerhaft nach dem Rotationsmodell (siehe Maßnahme 2) gepflegt wird.
- Offene Wasserflächen müssen in jeder Regenerationsphase vorhanden sein. Auf schwach geneigten Flächen (Gefälle < 1%) mit parallel verlaufenden Entwässerungsgräben können Querriegel aus Holz / Torfverfüllungen bei der Aufstauung hilfreich sein (WILDERMUTH & KÜRY 2009: 61).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Das Gewässer wird dauerhaft gepflegt / im mittleren Sukzessionsstadium (siehe Maßnahme 2) sowie fischfrei (siehe Maßnahme 1) gehalten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Entfernung / der Verschluss der Entwässerungsanlagen kann sofort erfolgen. Der Grad der tatsächlichen Wiedervernässung hängt von den lokalen Bedingungen ab.
- Es ist davon auszugehen, dass die so geschaffenen Gewässer nicht vor dem zweiten Jahr besiedelt werden, da sich frühesten dann die benötigten Strukturen entwickelt haben (STERNBERG & BUCHWALD: 419, RUNGE et al. 2010).
- Zur Sicherung der Wirksamkeit in einem Zeitraum von max. 5 Jahren empfiehlt sich auch hier das manuelle Einbringen von Libelleneiern zur Unterstützung der Spontanbesiedlung (RUNGE et al 2010: A246).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind unter günstigen Bedingungen kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme erscheint aus der Artökologie in hohem Maße plausibel und wird von Experten vorgeschlagen (WILDERMUTH & KÜRY 2009, RUNGE et al. 2010, WILDERMUTH 2013, BfN-Internethandbuch). BÖNSEL (2006) berichtet über die erfolgreiche Wiederansiedlung der Art nach 3 Jahren an einem ehemals entwässerten Waldmoor in Mecklenburg-Vorpommern.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für die Große Moosjungfer bestehen geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen in Form von Habitatoptimierung und Habitatneuanlagen. Sofern die standörtlichen Bedingungen für mesotrophe Stillgewässer in mittleren Sukzessionsstadien langfristig (durch periodische Pflege) gegeben sind und eine ausreichend große Quell- bzw. Spenderpopulation vorhanden ist. Lt. RUNGE et al. (2010) ist die Populationsgröße für eine erfolgreiche (kurzfristige) Neubesiedlung des aufgewerteten Gewässers nicht unerheblich. Prinzipiell sollte nur ein Teil des Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art von einem Eingriff betroffen sein. Isolierte Einzelvorkommen bleiben generell verschont.

Lineare Strukturen (z.B. Bachläufe) als vernetzende Strukturen wirken sich ebenso positiv auf die Bestandsentwicklung am Maßnahmenstandort aus wie gantztägig besonnte, kontinuierliche Leitlinien / Korridore mit höherer Vegetation (z. B. Grabenbrachen, Acker- und Wiesenrandstreifen, Wegraine, etc.) zwischen den einzelnen Teilen eines Stillgewässerkomplexes (STERNBERG & STERNBERG 2004, RUNGE et al. 2010).

Quellen:

Blanckenhagen, B. v. (2008): Landesweites Artenhilfskonzept für die Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) i.A. der FENA, Marburg.

BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Große Moosjungfer http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh_anhang4-grosse-moosjungfer.html. Abruf 10.05.2016.

Bönsel, A. (2006): Schnelle und individuenreiche Besiedlung eines revitalisierten Waldmoores durch *Leucorrhinia pectoralis* (Odonata: Libellulidae). Libellula 25 (3/4):151-157.

FENA (2006): FFH-Artensteckbrief. Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*. Hessen Forst.

FENA (2008): Artgutachten 2008. Nachuntersuchung 2008 zur Verbreitung der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) in Hessen (Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie). FENA Servicestelle für Forsteinrichtung und Naturschutz. 31 S.

Fiebig, I.; Lohr, M. (2013): Libellengemeinschaften oligotroph-saurer Sekundärgewässer im Solling, Süd-Niedersachsen (Odonata). Libellula 32 (3/4).115 – 139.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des Bfn, Bonn.

NLWKN / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz. Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen – Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis*.

Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.

Sternberg, K. & Buchwald R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs, Bd.2. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.

Sternberg, K. & Sternberg M. (2004): Veränderung der Artenzusammensetzung und erhöhte Abwanderrate bei Libellen durch die Mahd der Uferwiesen zweier Fließgewässer (Odonata). *Libellula* 23 (1/2): 1-43.

Wildermuth, H. (2001): Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer – Simulation naturgemäßer Dynamik. In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33 9/2001/2005: 193-201.

Wildermuth, H. (2002): Artenschutz im Spannungsfeld zwischen Forschung und Umsetzung – Beispiel Libellen (Odonata). *Artenschutzreport* 12/2002: 5- 10.

Wildermuth, H. (2013): Merkblätter Arten – Libellen – *Leucorrhinia pectoralis*. Schweizerische Arbeitsgemeinschaft für Libellenschutz, CSCF info fauna, Neuenburg und Bundesamt für Umwelt, Bern. 5 S.

Wildermuth, H. & D. Kury (2009): *Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis*. Schweizerische Arbeitsgemeinschaft für Libellenschutz (SAGLS), Basel.

5.7 Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar* ssp. *rutila*)

Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar* ssp. *rutila*) ID 135

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist die von der Art besiedelte Feuchtwiese bzw. der Feuchtwiesenkomplex mit Vorkommen von nicht sauren (oxalat-armen) Ampfer-Arten (*Rumex crispus*, *R. aquaticus*, *R. obtusifolius*, *R. hydrolapathus* x *obtusifolius*, *R. conglomeratus*, *R. sanguineus*) als Eiablage- sowie Futterpflanze / Balzplatz. Darin eingeschlossen sind auch essenzielle Nektarhabitats in den umliegenden Saumstrukturen (SCHULTE et al. 2007, LEOPOLD 2004, SETTELE et al. 1999). Der räumliche Zusammenhang der Fortpflanzungsstätte schließt funktional verbundene Flächen, zwischen denen ein regelmäßiger Individuenaustausch stattfindet, ein.

Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte. Die Überwinterung erfolgt bodennah in der Streu-/Laubschicht in unmittelbarer räumlicher Nähe zu den Ampfer-Beständen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokale Individuengemeinschaft (bzw. im Metapopulationszusammenhang). Entfernung zwischen lokalen Populationen 1-2 km (LEOPOLD et al. 2006).
- Die Art lebt in Metapopulationen (vgl. SETTELE et al. 1996). Das Muster aus besiedelten und unbesiedelten Flächen verändert sich über die Zeit. Für die Art ist eine geringe Populationsdichte typisch, meist unter einem Falter pro Hektar. Wegen ihrer ausgeprägten Populationsdynamik – Experten unterteilen die erheblichen Bestandsschwankungen in Ausbreitungs- und Rückzugsphasen – hat die Art einen sehr hohen Flächenanspruch (SCHULTE et al. 2007). Als Minimalareal einer dauerhaft überlebensfähigen Population geben MADE & WYNHOFF (1996) in Südeuropa 30 ha an, in Nordeuropa 70 ha (zitiert in DREWS 2003). Lt. BfN-Internet-handbuch sind Lebensraumkomplexe, die kleiner als ca. 15 ha sind, i.d.R. allenfalls Bestandteile eines größeren Habitatverbunds.²⁸

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Änderungen in der Nutzung von Feuchtgrünland: Verbrachung infolge von Nutzungsaufgabe, Aufforstung, intensivierete Mahd / Beweidung.
- Veränderung des Wasserhaushaltes der Habitate (z.B. durch Grundwasserabsenkung, Drainage, dauerhaftes Überstauen, Bach- / Flussbegradigungen).
- Großflächig intensive Unterhaltung von Habitaten an Graben- und Uferändern, Straßen- / Wegrändern und Säumen (Mahd / Mulchen).
- Habitatfragmentierung: dauerhafte Zerschneidung der Austauschbeziehungen zwischen den einzelnen Teilhabitaten durch Verbauungen oder Gehölzpflanzungen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Große Feuerfalter sind ursprünglich Bewohner dynamischer Auenlandschaften, sie besiedeln Feucht- und Nasswiesen (Binsen- und Kohldistelwiesen, Pfeifengras- und Flachmoorwiesen, Seggenriede) sowie Störstellen in Auenwäldern.
- In den Kulturlandschaften Südwestdeutschlands wird als sekundäres Habitat hauptsächlich frisches bis feuchtes Wirtschaftsgrünland genutzt: großflächige, mehrjährige Acker- / Wiesenbrachen, Ruderalfluren. Außerdem gestörte Bereiche an Ufern bzw. Verlandungsbereiche von Gewässern (neben naturnahen Gewässerstrukturen oft auch Kiesgruben), feuchte Wald- und Wegränder, Dämme und Böschungen sowie ungenutzte Vegetationsbänder unter Zäunen (NLWKN 2011, SCHULTE et al. 2007, DREWS 2003, SETTELE et al. 1999, EBERT & RENNWALD 1991).

²⁸ <http://www.fhn-anhang4.bfn.de/gefaehrung-grosser-feuerfalter.html>, zuletzt aufgerufen am 19.11.15.

- Die Flugzeit der Falter dauert ca. 20 Tage: Ende Mai – Ende Juni bzw. Ende Juli – Ende August (in Rheinland Pfalz entwickeln sich pro Jahr i.d.R. zwei Generationen, im Saarland wird von einer partiellen dritten Generation berichtet).
- Balz und Paarung finden auf exponierten Vegetationsstrukturen der ansonsten eher monotonen Wiesenflächen statt. Auch von Menschen geschaffene Sonderstrukturen, wie Mähkanten und stehengelassene Wiesenstreifen werden genutzt (NLWKN 2011, SCHULTE et al. 2007).
- Eiablage erfolgt auf der Blattoberseite von oxalat-armen Ampfer-Arten (*Rumex spec.*) im direkten Umfeld, nach EBERT & RENNWALD (1991), LORITZ & SETTELE (2006) hauptsächlich Krauser Ampfer (*Rumex crispus*), Stumpfblättriger Ampfer (*Rumex obtusifolius*) und Fluss-Ampfer (*Rumex hydrolapathum*). In Südwestdeutschland legen Weibchen der 1. Generation statt an Feuchtstandorten fast ausschließlich in zwei bis vier Wochen vor der Flugzeit in gemähten Wiesen sowie extensiven Rinder- / Pferdeweiden²⁹; Weibchen der (meist individuenreicheren) 2. Generation gerne auch in mehrjährigen (Acker-)Brachen und reich gedüngten Fettwiesen (SCHULTE 2007).
- Die Überwinterung erfolgt als Raupe an der Wirtspflanze, anschließend verpuppt sich die Art ebendort bzw. an Vegetationsstrukturen in unmittelbarer Nähe (DREWS 2003, NLWKN 2011).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Falter sind prinzipiell standorttreu, trotzdem sind sie flugstark und können auch weitab von ihren Larvalhabitaten angetroffen werden, gelegentlich kommt es zu regelrechten Dispersionsflügen (SETTELE et al. 1999, NLWKN 2011).
- Während LEOPOLD et al. (2006) eine Entfernung zwischen lokalen Populationen von 1-2 km angeben, wird im Saarland auf einen Richtwert von 650 m verwiesen, der in Ausbreitungsphasen etwas zu niedrig und in Rückzugsphasen etwas zu hoch ist (BfN-Internethandbuch).
- Zur Nahrungsaufnahme suchen die Falter auch benachbarte blütenreiche Vegetationseinheiten auf. Bevorzugt werden violette oder gelbe (seltener auch weiße) Blüten, z.B.: Wasser-Greiskraut (*Senecio aquaticus*), Wiesen-Platterbse (*Lathyrus pratensis*), Kriechender sowie Scharfer Hahnenfuß (*Ranunculus repens*, *R. acris*), Wiesen-Pippau (*Crepis biennis*), Großes Flohkraut (*Pulicaria dysenterica*), Acker- und Sumpf-Kratzdistel (*Cirsium arvense*, *C. palustre*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Margerite (*Leucanthemum vulgare*), Sumpf-Schafgarbe (*Achillea ptarmica*) oder Rossminze (*Mentha longifolia*) (SCHULTE et al. 2007, DREWS 2003).

Sonstige Hinweise:

- Obwohl sich die Bestände wieder zu vergrößern scheinen, sind Refugialräume, in die sich der Große Feuerfalter zurückziehen und von dort aus erneut ausbreiten kann, von großer Bedeutung für lokale (Meta-) Populationen. Es wird davon ausgegangen, dass sich die Art zwar momentan in einer Ausbreitungsphase befindet, die Bestände aber weiterhin sehr empfindlich auf Störungen reagieren (BfN-Internethandbuch).

Maßnahmen

1. Anlage / Entwicklung von Extensivgrünland / Feuchtwiesenbrachen durch Nutzungsmix aus Extensiver Beweidung (O1.2.3), Extensiver Mahd (O1.2.4), Rotationsmahd / Wechselbrache (O2.5), Extensive Unterhaltung von Ufer- und Wegrändern (O4.1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch einen Nutzungsmix aus extensiver Beweidung und extensiver Mahd in Verbindung mit der extensiven Unterhaltung von Ufer- und Wegrändern werden verbrachende / verbuschte Feuchtgrünlandkomplexe mit (Rest-)Vorkommen der Wirtspflanze offen gehalten, bzw. zuvor intensiv beweidete / gemähte Flächen als Habitat für die Art aufgewertet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Die Maßnahme ist nur als Nutzungsmix aus allen in dieser Maßnahme beschriebenen Submaßnahmen wirksam.

²⁹ Die als Wirtspflanzen genutzten Ampfer-Arten treiben nach einer Nutzung der Grünfläche sehr schnell wieder Blätter nach und erheben sich über die umliegende Vegetation (SCHULTE 2007).

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist (max. Entfernung 650m, s.o. räumliche Aspekte). Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können.
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie Wald, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Bei aufkommenden Gehölzen Entbuschen, um ein geeignetes Habitat für die Arten in Form einer nassen bis feuchten gehölzfreien / - armen Krautflur (NLWKN 2011) zu schaffen.
- Zur erfolgreichen Besiedlung durch die Art müssen Bestände von nicht-sauren Ampfer-Arten entstehen bzw. vergrößert werden.
- Nach Angaben des BfN-Internethandbuchs gestaltet sich ein optimaler Nutzungsmix folgendermaßen:
 - grenzlinienreicher Verbund aus je einem Drittel Mähwiese, Weide und offener Brache mit Störstellen
 - Als Grenzlinien wirken dabei u.a. die Saumstreifen entlang von Weidezäunen. Erfahrung im Saarland: bei > 30 Flächen reicht eine durchschnittliche Flächengröße von < 2 ha oft aus, um einen günstigen Nutzungsmix zu ergeben, ohne dass die landwirtschaftliche Nutzung reglementiert werden muss.

Beweidung:

- Nach SCHULTE et al. (2007: 202) eignen sich besonders Pferdeweiden und extensive Rinderweiden als Präimigalhabitate für den Großen Feuerfalter:
 - v.a. Rumex obtusifolius wächst üppig auf Geilstellen, die aufgrund von erhöhtem Nährstoffeintrag und ausbleibendem Befraß auf Kuhfladen und Pferdeäpfeln entstehen.
 - Ampfer wird als Weideunkraut vom Vieh häufig verschmäht und erhebt sich auffällig über die verbissene Vegetation. Diese Sonderstandorte / Störstellen in ansonsten gleichförmigen Vegetationsstrukturen werden vom Großen Feuerfalter häufig zur Balz oder Eiablage genutzt.
- Richtwerte zur Anzahl der Weidetiere schwanken in der Literatur: Lt. BfN-Internethandbuch wird eine bis 0,6 GVE / ha und nach Angaben des LUBW (2015) eine extensive Beweidung in zwei- bis dreijährigem Turnus ab Mitte Juli bis Anfang August als unbedenklich eingestuft, prinzipiell ist abhängig von den lokalen Gegebenheiten über den sinnvollen Umfang der Beweidung im Einzelfall zu entscheiden. Als förderlich für die Art ergibt sich aus ihrer Ökologie ein räumliches und zeitliches Mosaik aus gepflegten Flächen mit ausreichend Ampfer-Störstellen sowie Nektarhabitaten.

Mähwiese:

- Optimal ist eine mosaikförmige Mahd mit Aussparen von Randstreifen bzw. Ampfer-Brachinseln innerhalb der Flächen, wie sie auch durch Beweidung (selektives Aussparen der Ampfer-Pflanzen durch die Weidetiere) entstehen würde. Details zur Anwendung dieser Form der Mahd finden sich im Managementplan für das FFH-Gebiet „Ohm-, Kupfer-, und Forellental“ (VOGT-ROSENDORFF et al. 2014: 110f, 134)³⁰. Durch ein angepasstes Mahdregime (möglichst auf mehreren, jährlich alternierenden Teil-Flächen) entsteht ein für die Art förderlicher, struktureicher Habitat-Verbund mit unterschiedlichen Nutzungen /Schnittzeitpunkten.

³⁰<http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/241773/Textfassung%20des%20Managementplans.pdf?command=downloadContent&filename=Textfassung%20des%20Managementplans.pdf>, zuletzt abgerufen am 26.11.15.

Fokus auf extensiver Beweidung (mit Wasserbüffeln in Unterfranken³³ bzw. Galloway- & Highlandrindern in Belgien³⁴) gibt es noch keine Belege.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, die Maßnahme ist als Nutzungsmix als CEF-Maßnahme geeignet.

2. Wiederherstellung / Entwicklung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen (G5), Rückbau von Uferbefestigungen (G6.2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch den Rückbau von Uferbefestigungen und anderen Verbauungen wird eine naturnahe Flussdynamik in Auenbereichen wiederhergestellt und die Strukturvielfalt im / am Fließgewässer erhöht. Idealerweise in Kombination mit Maßnahmen im angrenzenden Grünland.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können (s.o. räumliche Aspekte).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie Wald, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität). Als Zielgröße für dynamische Auenlandschaften werden entsprechend der im BfN-Internethandbuch benannten Untergrenze für dauerhaft besiedelte Lebensraumkomplexe 15ha empfohlen.
- Durch Zulassen der natürlichen Flussauendynamik werden naturnahe Strukturen geschaffen und damit eine Habitatfläche entsprechend des primären Biotoptyps der Art wiederhergestellt.
- Ggf. in Kombination mit Initialpflanzungen /-ansaaten von nicht-sauren Ampfer-Arten, Baldrian- und Blutweiderich-Fluren (wertvolle Nektarhabitate, s. EBERT & RENNWALD 1991).

³³ https://www.regierung.unterfranken.bayern.de/assets/6/2/wasserb%C3%BCffel_folder_2014.pdf, 5-Jahres Fazit der Schutzmaßnahme: http://life-oberes-maintal.de/fileadmin/user_upload/Download/3.Salomon_Wasserbueffel_im_Hafenlohtal_komr.pdf.

³⁴ <http://www.life-papillons.eu/index.php?id=3659&L=2>.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Je nach Zustand der Gewässerstruktur (Verbauungsgrad, Degradation der natürlichen Vegetation im weitläufigen Uferbereich) ist von einer mittel- bis langfristigen Entwicklung auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen mittel- bis langfristig bereit.
- Die Habitatsprüche der Art sind bekannt. Vor dem Hintergrund der Artökologie und den früheren Bestandsgrößen / Verbreitungsmustern des Großen Feuerfalters ist die Maßnahme in hohem Maße plausibel. In der Literatur wird die weite ökologische Amplitude der Art eingehend erläutert: der Große Feuerfalter kann auf extensiv genutzte Kulturlandschaften ausweichen, ist aber ursprünglich in den feuchten Auenbereichen der Fließgewässer heimisch (SCHULTE et al. 2007, SETTELE 1999, EBERT & RENNWALD 1991).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.
- Wegen der verhältnismäßig großen Zeitspanne bis zur vollständigen Funktionserfüllung bzw. verbleibender Unsicherheiten jedoch nur im Einzelfall als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, aber ggf. als FCS-Maßnahme geeignet.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, nach Einzelfallprüfung als CEF-Maßnahme geeignet. Als FCS-Maßnahme geeignet.

3. Anlage von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten (O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Auf bisher z.B. als Acker / Forst genutzten feuchten bis nassen Standorten wird zur Schaffung eines neuen Habitats eine Feuchtwiesenmischung inklusive nicht-saurer Ampfer-Arten eingesät. Im Anschluss erfolgt die Vegetationspflege durch an die Bedürfnisse der Art angepasstes Mahd- / Weidemanagement.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Ggf. ist die Maßnahme in Verbindung mit der Wiedervernässung drainierter Standorte (siehe Maßnahme 4) durchzuführen.

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können (s.o. räumliche Aspekte).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie Wald, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.
- Feuchte bis nasse Standortortqualität (ehemalige Ackerflächen, Fichtenforst-Kahlschläge in Gewässernähe) bzw. entsprechendes Entwicklungspotenzial durch Wiedervernässung drainierter Flächen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Als Ausgangsmaterial für die Aussaat / Vermehrung idealerweise Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014).“
- Zur erfolgreichen Besiedlung durch die Art müssen im Zuge der Maßnahme Bestände von nicht-sauren Ampfer-Arten entstehen bzw. vergrößert werden. Erhöhte Sonderstrukturen in der Vegetation werden gefördert.
- Nach Aufwuchs der Wieseneinsaat erfolgt eine Vegetationspflege durch extensive Beweidung / Mahd (siehe Maßnahme 1).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

Ja nein

- Die Fläche wird dauerhaft gepflegt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen ist eine Entwicklung der benötigten Vegetationsstrukturen in bis zu 5 Jahren zu erwarten, bei vorangehender intensiver Nutzung (z.B. Forst) u.U. länger.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen mittelfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Wirksamkeit ist in Bezug auf die Artökologie plausibel.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme. Wegen der verhältnismäßig großen Zeitspanne bis zur vollständigen Funktionserfüllung bzw. verbleibender Unsicherheiten jedoch nur im Einzelfall als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, aber ggf. als FCS-Maßnahme geeignet.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, nach Einzelfallprüfung als CEF-Maßnahme geeignet. Als FCS-Maßnahme geeignet.

4. Wiedervernässung (G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Dauerhafte Erhöhung des Grundwasserspiegels zur Entwicklung / Wiederherstellung von Feuchtwiesen und Nassgrünland durch Entfernung von Drainagevorrichtungen. Im Anschluss erfolgt die Vegetationspflege durch ein an die Bedürfnisse der Art angepasstes Mahd- / Weidemanagement.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft von vorhandenen Fortpflanzungsstätten, so dass eine spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitats zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können (s.o. räumliche Aspekte).
- Zwischen besiedelten Habitats und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie Wald, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Durch Wiedervernässung von drainierten Nass- / Feuchtwiesenstandorten werden geeignete Vegetationsstrukturen für die Art geschaffen.
- Zur erfolgreichen Besiedlung durch die Art müssen im Zuge der Maßnahme Bestände von nicht-sauren Ampferarten entstehen bzw. gefördert werden.
- Im Anschluss an den Rückbau von Drainagevorrichtungen erfolgt eine Vegetationspflege durch extensive Beweidung / Mahd (siehe Maßnahme 1).
- (Blüten-)Säume bleiben zur Förderung der Strukturvielfalt bzw. als Nektarhabitate erhalten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Fläche wird dauerhaft durch extensive Beweidung / Mahd (siehe Maßnahme 1) gepflegt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Anlage von regulierbaren Überschwemmungswiesen, die nur über künstliche Dämme geschaffen werden können, sollte nur in Ausnahmefällen und bei isolierten Restpopulationen stattfinden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Es ist von einer kurzfristigen Wirksamkeit (innerhalb von 2-5 Jahren) auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Vor dem Hintergrund der Artökologie erscheint die Maßnahme in hohem Maße plausibel. Eine Wiedervernässung von Feuchtstandorten wird in der Literatur vorgeschlagen (DREWS 2003, NLWKN 2011)
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, da es jedoch auch keine widersprechenden Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme gibt, ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Großen Feuerfalter stehen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Entwicklung von Raupenfutterpflanzen- bzw. Nektarhabitaten zur Verfügung, die aus der Artökologie heraus plausibel sind und nachweislich zum Erhalt der Art beitragen können. Angestrebt werden sollte prinzipiell die Entwicklung eines ausgedehnten Biotopverbunds aus extensivem Feuchtgrünland mit einem zeitlichen und räumlichen Mosaik verschiedener Nutzungen.

Quellen:

BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Großer Feuerfalter. <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh-anhang4-grosser-feuerfalter.html>. Letzter Aufruf 17.05.2016.

Drews, M. (2003): *Glaucopsyche teleius* (BERGSTRÄSSER, 1779). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E., Sysmank, A., Biewald, G., Ludwig, G., Pretscher, P. & E. Schröder (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1. Münster: 515-522.

Ebert, G. & E. Rennwald (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. Stuttgart.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S.

Janotta M. & A. Rockinger (2012): Naturschutz- und Landschaftsentwicklungsstudie Schutzgebietskonzept Lichterfelde-Süd. Natur- und Landschaftsentwicklungsstudie i. A. des Bezirksamts Steglitz-Zehlendorf von Berlin, 127 S.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des BfN, Bonn.

Leopold, P., Pretscher, P.,Loritz, H.,Hermann, G., Rennwald, E., Ulrich, R., Friedrich, E., Hafner, S., Hasselbach, W.& Reinhardt, R. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Großen Feuerfalters *Lycaena dispar* (Haworth, 1803). – In: Schnitter, P.; Eichen, C.; Ellwanger, G.; Neukirchen, M.; Schröder, E.: Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft) 2 (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle): 185-187.

Loritz, H. & J. Settele (2006): Eiablageverhalten des Großen Feuerfalters (*Lycaena dispar*) in SW-Deutschland – Wirtspflanzenwahl, Generationenvergleich und Hinweise zur Erfassung. In: Fartmann, T. & G. Hermann (Hrsg.): Larvalökologie von Tagfaltern und Widderchen in Mitteleuropa. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde. Heft 68 (3/4): 243-255.

LUBW / Landesanstalt für Umwelt, Messung und Naturschutz Baden-Württemberg (2015): <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/50168/pnat020119.html?COMMAND=DisplayBericht&FIS=200&OBJECT=50168&MODE=BER&RIGHTMENU=null>

NLWKN / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen: Wirbellosenarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Großer Feuerfalter (*Lycaena dispar*).

Schulte, T., Eller, O., Niehuis, M. & E. Rennwald (Hrsg.) (2007): Die Tagfalter der Pfalz (1). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz (36). Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz. e.V. (GNOR).

Settele, J., Feldmann, R. & R. Reinhardt (1999): Die Tagfalter Deutschlands. Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschütze. Stuttgart.

Settele, J., Henle, K. & C. Bender (1996): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern u. Reptilien. Zeitschrift für Ökologie u. Naturschutz 5: 187-206.

Vogt-Rosendorff, C., Böger, K., Bobbe, T., Rennwald, E. & A. Zapp (2014): Managementplan für das FFH-Gebiet 6723-311 "Ohrn-, Kupfer- und Forellental". I. A. Regierungspräsidium Stuttgart. Referat 56 – Naturschutz und Landschaftspflege.

Wynhoff, I., van Gestel, R., van Swaay, C. & F. van Langevelde (2011): Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit *Phengaris (Maculinea)* butterflies. Journal of Insect Conservation, 15. 189–206.

5.8 Grüne Flussjungfer (*Ophiogomphus cecilia*)

Grüne Flussjungfer *Ophiogomphus cecilia* ID 140

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte der Grünen Flussjungfer ist der von der Art am Entwicklungsgewässer besiedelte Habitatkomplex. Neben der direkten Uferzone des Fließgewässerabschnitts sind darin eingeschlossen auch die umliegenden Strauch- und Gehölzstrukturen, regelmäßig genutzte Flugrouten zu den Paarungshabitaten sowie ein Mindestumfang an Jagdhabitaten³⁵ der adulten Libellen (STERNBERG & BUCHWALD 2000). Aufgrund der mehrjährigen Entwicklungszeit der Larven im Gewässer können auch in der Untersuchungsaison nicht beflogene Gewässer/ -abschnitte aktuelle Fortpflanzungsstätten sein (RUNGE et al. 2010).

Ruhestätte: Die Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte inbegriffen. Schlafplätze befinden sich in Bäumen in Gewässernähe. Zur Ausreifung direkt nach dem Schlupf nutzen die Imagines neben den umliegenden Strukturen auch wärmebegünstigte Brachen, Wiesen und Waldwege in einer Entfernung von 5-10 km (u.U. bis zu 25 km) vom Gewässer (WERZINGER & WERZINGER 1995, zitiert in STERNBERG & BUCHWALD 2000, LEOPOLD 2004).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Reproduktionsgemeinschaft eines besiedelten Fließgewässerabschnitts bzw. klar voneinander trennbare Vorkommen, zwischen denen jeweils mindestens ein bis drei Kilometer Abstand besteht. Bei kontinuierlich besiedelten Fließgewässern ist durch die Untersuchung der Exuvienverteilung zu prüfen, ob Lücken in der Verbreitung bestehen, die eine Unterteilung in mehrere lokale Populationen rechtfertigen. (BfN-Internethandbuch).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Gewässerverschmutzung wird als eine der Hauptbedrohungen der Art genannt (LEOPOLD 2004, STERNBERG & BUCHWALD 2000, VONWIL 2013): Populationsrelevante Gefährdungen gehen hauptsächlich von Veränderungen der Gewässerstruktur (Flussbett, Uferbereich) und Schadstoffeinträgen aus.
- Weitere Beeinträchtigungen können entstehen durch Abdrift der Larven durch Überschwemmungsereignisse sowie erhöhtem Wellenschlag durch Schiffsverkehr – gerade geschlüpfte Individuen werden während des Aushärtens dicht über der Wasseroberfläche weggespült (STERNBERG & BUCHWALD 2000).

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Grüne Flussjungfer besiedelt typischerweise unbelastete, naturnah strukturierte Bäche / Flüsse mit feinsandig-kiesigem Grund und geringer Wassertiefe (Hyporhithal bis Epipotamal), auch technisch ausgebaute Fließgewässer (Gräben, Kanäle) werden angenommen. Sichere Reproduktionsnachweise an Stillgewässern liegen nicht vor (STERNBERG & BUCHWALD 2000: 361f).
- Waldbäche müssen mindestens 3 m breit sein, damit der Wasserkörper ausreichend besonnt ist, Gewässer mit lückigem Gehölzsaum werden bereits ab einer Breite von 0,5 m angenommen. Lt. SCHORR (1996) ist eine Beschattung <60 % optimal (zitiert in LEOPOLD 2004). Am ehesten entsprechen diesen Bedingungen offenbar aufgelichtete (Wiesen-)Abschnitte an vorwiegend bewaldeten Gewässern (STERNBERG & BUCHWALD 2000).
- Im Vergleich zu anderen Gomphiden toleriert die Art auch Fließgeschwindigkeiten von 0,4-0,8 m / s (VONWIL 2013 & LEOPOLD 2004).

³⁵ Als Jagdhabitat eignet sich gut strukturierte Vegetation entlang des Fließgewässers wie bsp: sonnige Lichtungen, Waldränder, Wiesenbrachen und ungemähte Wiesenabschnitte (STERNBERG & BUCHWALD 2000).

- Larvalhabitat:
 - Die Larven der Grünen Flussjungfer besiedeln vorwiegend Flachwasserbereiche und vegetationsarme Sandbänke, Grob- und Mittelkiesablagerungen sowie Totwasserräume hinter Treibholzaufschwemmungen in 10-120 cm Tiefe (in geeigneten Gewässern bis zu 10 Larven / m²), sie meiden stärkere Schlammablagerungen.
 - Nach einer Entwicklungsphase von 3 - 4 Jahren, in größeren Flüssen mit hohen Sommertemperaturen u.U. schon nach 2 Jahren (LEOPOLD 2004), schlüpfen die Imagines im Juni/Juli in direkter Nachbarschaft zu den Larvalhabitaten.³⁶ Wichtige Elemente zum Schlüpfen sind aus dem Wasser ragende Vertikalstrukturen: Pflanzen (Seggen, Gräser, Krautsäume³⁷), bemooste Steine, Totholz, gerne auch das Feinwurzelgeflecht von Silberweiden. Exuvien finden sich meist in einer Höhe von 20-30 cm, seltener bis 100 cm (STERNBERG & BUCHWALD 2000, VONWIL 2013).
- Imaginalhabitat:
 - Nach einer mehrwöchigen Reifezeit in den Jagdhabitaten abseits der Gewässer (sonnige Waldlichtungen/-ränder, sandige Waldwege, Grünlandbrachen / ungemähte Wiesen) suchen die Imagines reich strukturiertes Gelände in Gewässernähe auf. Männchen besetzen dort vorwiegend exponierte, sonnige Sitzwarten (LEOPOLD 2004). Einzeln stehende Bäume / Waldlichtungen sind als Ruhehabitate und evtl. auch zur Paarung (in den Baumkronen) wichtig.
 - Die Eiablage erfolgt während des Fluges über sandigen / kiesigen Stellen im Flachwasserbereich (VONWIL 2013)
 - Adulte Imagines ruhen ab Mitte Juli vorwiegend auf besonnten Kiesbänken, Steinblöcken und liegenden Baumstämmen sowie auf belaubten Zweigen, die über das Wasser ragen (VONWIL 2013).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Angaben zur Größe des Aktionsradius schwanken in der Literatur zwischen ca. 400m (männl. Individuen, STERNBERG & BUCHWALD 2000: S. 365) und bis 3 km (BÖNISCH & HOLL 1994, zitiert ebd). Weibchen verhalten sich heimlich und werden selten am Wasser beobachtet, eher etwas abseits z.B. auf Kieswegen oder Brachflächen (VONWIL 2013).

Maßnahmen

1. Gewässersanierung (G6) durch Regulierung des Feinsubstrats (RLP5), Rückbau von Uferbefestigungen (G6.2.1) / Freistellen beschatteter Gewässerstrukturen / Entbuschung (G6.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Regulierung des Feinsubstratanteils und den Rückbau von Uferbefestigungen wird eine naturnahe Flusssdynamik wiederhergestellt und damit die Strukturvielfalt im / am Fließgewässer erhöht. Übermäßiger Gehölz- / Krautaufwuchs wird ggf. entfernt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

³⁶ Durch Abdrift (v. a. bei Hochwasserereignissen) können Larven auch in mehrere hundert Meter entfernte sowie für die Art untypische Gewässer gelangen und dort auch schlüpfen, sodass ein einzelner Exuvienfund als Reproduktionsnachweis kritisch zu werten ist (STERNBERG & BUCHWALD 2000).

³⁷ Invasive Neophyten wie das Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Japanknöterich (*Reynoutria japonica*) und Goldruten-Arten mindern durch ihren üppigen Wuchs und die daraus resultierende Beschattung von Gewässern die Habitatqualität (WILDERMUTH & KÜRY 2009).

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen (z.B. Bootsverkehr, Badestellen) ist sicherzustellen (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche befindet sich im besiedelten Fließgewässer, eignet sich in Bezug auf die Wasserführung / Substratverhältnisse prinzipiell für eine Neubesiedlung und ist nicht weiter als 2 km vom betroffenen Vorkommen entfernt (RUNGE et al. 2010).
- Im unmittelbaren Umfeld sollte keine intensive Landwirtschaft mit Dünger- und Pestizideinsatz durchgeführt werden, ggf. sind Nutzungsaufgabe bzw. Extensivierungsmaßnahmen der Bewirtschaftung erforderlich (LfU 2014, BfN-Internethandbuch). An kleineren Fließgewässern bis ca. 20 m Breite Errichtung von beidseitigen, mindestens 10 m breiten Uferandstreifen (BfN-Internethandbuch).
- Zumind. zu Beginn der Flugzeit sollten ungemähte Wiesenflächen zur Nahrungsbeschaffung möglichst direkt angrenzend an das Fortpflanzungsgewässer oder in max. 100 m Entfernung vorhanden sein (BfN-Internethandbuch).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Fließgewässerabschnitte müssen für einen wirksamen Schutz eine Mindestlänge von 5 km aufweisen (WERZINGER & WERZINGER 1994 zitiert in STERNBERG & BUCHWALD 2000). Die Gesamtlänge von 5km kann sich aus bereits für die Art günstigen sowie aus zu optimierenden Anteilen zusammensetzen.
- Besonders im Bereich des Gewässergrundes ist für die Art ein naturnaher Zustand (mit einem Kiesanteil >10 %, < 90 % und einer guten Sedimentsortierung) wichtig (SUHLING et al. 2003, zitiert in LEOPOLD 2004). Regulierung des Feinsubstratanteils durch:
 - Bei überwiegendem Feinsubstratanteil Einbringen von Steinen und / oder Grobkies sowie von Totholz; Totholz fördert die Ablagerung unterschiedlich feiner bzw. grober Bodenmaterialien auf kleinstem Raum und schafft damit günstige Lebensräume für die Larven (RUNGE et al. 2010, BfN-Internethandbuch).
 - Bei zu wenig Feinmaterial wird Sand eingebracht und ggf. vorhandene Sandfänge und andere Verbauungen, an denen sich Sand ablagert, entfernt (RUNGE et al. 2010).
 - Förderung von Seitenerosion und Uferabbrüchen
- Zur Wiederherstellung der Fließgewässerdynamik und der damit einhergehenden Strukturvielfalt werden Gewässerverbauungen/Uferbefestigungen aus Beton soweit möglich entfernt.
- Im Sinne einer Bachrenaturierung wird für die Art eine günstige Vegetationssituation am Ufer geschaffen:
 - Übermäßigen Gehölzwuchs ggf. im Winter zur Förderung der Strukturvielfalt auslichten (LfU 2014), über das Wasser ragende Äste als Warten für die adulten Libellen bleiben dabei in ausreichendem Maße bestehen. Ufergehölze sind für die Art vor allem dann förderlich, wenn sie sich auf der sonnenabgewandten Seite befinden und das Gewässer nicht beschatten (WILDERMUTH & KÜRY 2009: 24).
 - Großflächiger Krautbewuchs (v.a. Neophyten, s.o. wichtige Habitatfaktoren) wird räumlich und zeitlich gestaffelt entfernt, wenn das Gewässer überwuchert / stark beschattet ist und nur erswert abfließen kann. Ausgeführt wird die Entkrautung zwischen September und November (WILDERMUTH & KÜRY 2009).
 - Eine Vernetzung der einzelnen Teilhabitate wird mit gantzätig besonnten, möglichst kurzen, kontinuierlichen Leitlinien / Korridoren mit höherer Vegetation (z.B. Grabenbrachen, Acker- und Wiesenrandstreifen, Wegraine, etc.) gefördert (STERNBERG & STERNBERG 2004).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Entfernung von das Gewässer beschattenden Gehölzen in größeren Zeitabständen, der Bedarf richtet sich nach lokalen Gegebenheiten.
- Verzicht bzw. Reduzierung der Gewässerunterhaltung, insbesondere von Sohlräumungen

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Es ist davon auszugehen, dass die Maßnahme im Allgemeinen innerhalb von 2-4 Jahren wirksam ist (RUNGE et al. 2010).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme wird in der Literatur vorgeschlagen (z. B. SGD SÜD 2015, STERNBERG & BUCHWALD 2000, VONWIL 2013, BfN-Internethandbuch). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Wirksamkeit ist aus der Artökologie plausibel, daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF-Maßnahme geeignet

Fazit: Für die Grüne Flussjungfer besteht eine geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahme in Form von Gewässer-sanierung.

Quellen:

BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Grüne Flussjungfer http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh_anhang4-gruene-flussjungfer.html. Abruf 23.05.2016.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des BfN, Bonn.

LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (2014)

<http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige/136296>, 21.09.2015.

Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.

SGD Süd, Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd (2015): Natura 2000 Bewirtschaftungsplan (BWP 2011-11-S) Teil B: Maßnahmen. FFH 6710-301 „Zweibrücker Land“ und VSG 6710-401 „Hornbach und Seitentäler“. http://map.final.rlp.de/docs_kartendienste/BWP_2011_11_S/BWP_2011_11_S_Fachplan_Ma%C3%9Fnahmen.pdf, Abruf 24.01.2018

Sternberg, K. & Buchwald R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs, Bd.2. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer.

Sternberg, K. & Sternberg M. (2004): Veränderung der Artenzusammensetzung und erhöhte Abwanderrate bei Libellen durch die Mahd der Uferwiesen zweier Fließgewässer (Odonata). Libellula 23 (1/2): 1-43.

Vonwil, G. (2013). Merkblätter Arten – Libellen – *Ophiogomphus cecilia*. Schweizerische Arbeitsgemeinschaft für Libellenschutz, CSCF info fauna, Neuenburg und Bundesamt für Umwelt, Bern. 5 S.

Wildermuth, H. & D. Kury (2009): Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. Schweizerische Arbeitsgemeinschaft für Libellenschutz (SAGLS), Basel.

5.9 Heldbock (*Cerambyx cerdo*)

Heldbock *Cerambyx cerdo* ID 134

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist der von der Art besetzte Brut-/ Entwicklungsbaum (in Mitteleuropa ausschließlich alte, latent geschädigte Eichen) (LEOPOLD 2004), bzw. der Baumbestand, wenn mehrere geeignete Eichen miteinander im Habitatverbund stehen. Die Fortpflanzungsstätte schließt eine Pufferzone von 20 m um die einzelnen Brutbäume ein, die sicherstellt, dass z.B. keine Wurzelschädigung durch Bodenarbeiten erfolgt (Empfehlung analog zu der Vorgehensweise von RUNGE et al. 2010 bzgl. des Eremiten).

Ruhestätte: Die Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokalpopulation: jeder einzelne besiedelte Baum bzw. jede Baumgruppe. Die durch die Flüge überwundenen Distanzen reichen bis zu 350 m bei einzelnen Flugereignissen, können wahrscheinlich aber auch weiter reichen. Daher sind alle besiedelten Bäume und deren Umgebung bis zu 500 m Entfernung als Gebiet der lokalen Population anzusehen (BFN-Internethandbuch).

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Verinselung/Habitatfragmentierung
- Pflegemaßnahmen zur Gewährleistung der Verkehrssicherheit
- Sinkende Grundwasserstände (junge Eichen können mit der Bildung von Pfahlwurzeln reagieren, alte nicht mehr)

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Ursprünglich ist der thermophile Heldbock ein Bewohner lichter, alter Eichenbestände der Hartholzau. Als sekundäre Lebensräume fungieren locker strukturierte Hute- und Mittelwaldstandorte, nach weitgehender Aufgabe dieser Wirtschaftsform findet sich die Art in geschlossenen Waldbeständen am ehesten randläufig oder in höher gelegenen Stammbereichen, außerdem in Solitärbäumen (z.B. in städtischen Parks und Alleen) (THEUNERT 2013, NEUMANN & MALCHAU 2010, KLAUSNITZER et al. 2003, NEUMANN 1996).
- Als Brut-/ Entwicklungsbäume werden in Mitteleuropa ausschließlich *Quercus*-Arten genutzt, meist Stieleichen (*Quercus robur*), seltener Traubeneichen (*Quercus petraea*) (NIEHUIS 2001), Rot-Eichen (*Quercus rubra*) (VOLK 2004, zit. in NEUMANN & MALCHAU 2010) und Scharlacheichen (*Quercus coccinea*) (NEUMANN & SCHMIDT 2001).
- Geeignete Habitatbäume zeichnen sich lt. BUSE et al. (2007) und ALBERT et al. (2012) und LUBW (2008) aus durch:
 - möglichst wenig Unterwuchs: ungehinderte Sonneneinstrahlung im unteren Stammbereich (höchste Larven-Abundanzen bis in eine Höhe von 4 m) ist die Voraussetzung für eine erfolgreiche Entwicklung; süd- und west-exponierte Bereiche werden aufgrund der Wärmebegünstigung bevorzugt besetzt.
 - hohes Alter: Stammdicke von mindestens 80 cm Brusthöhendurchmesser (dünnere Stämme / Äste werden nur in Ausnahmefällen besetzt, etwa in geschwächten Beständen mit langsamem, kümmerlichem Wuchs infolge von Nährstoff- / Wassermangel); dicke, tief gefurchte Rinde als strukturreiches Eiablagesubstrat für die Weibchen.
 - eingeschränkte Vitalität: geeignete Mikrohabitate durch in Teilen morsche und verpilzte Baumabschnitte mit noch ausreichendem Safffluss (mineralstoffhaltige Flüssigkeiten in Bast- und Splintholz bilden die Nahrungsgrundlage der Larven); Totholz eignet sich allenfalls zum Abschluss der 3-5-jährigen Entwicklungsphase, längerfristig sind keine verwertbaren Nährstoffe mehr für die Art verfügbar.

- Zur Flugzeit (Mai bis August) fressen sich die Käfer durch die Rinde nach draußen und leben als vollentwickelte Imagines noch ca. 2-4 Monate, während dieser Zeit finden Paarung und Eiablage am Brutbaum selbst und geeigneten Strukturen in der Umgebung statt. Die Käfer ernähren sich von gärenden Säften blutender Eichen und reifem Obst (KLAUSNITZER et al. 2003).

Räumliche Aspekte / Vernetzung:

- Der Heldbock ist sehr standorttreu und wenig mobil. I.d.R. verlassen zwei Drittel der Käfer ihren Brutbaum nicht und finden dort auch ihren Geschlechtspartner, es können also viele Generationen nacheinander einen einzigen Brutbaum so lange besiedeln, bis dieser abstirbt. Nur etwa ein Drittel der Tiere sucht nach Verlassen ihrer Puppenwiege andere Bäume in unmittelbarer Umgebung auf (LANIS)³⁸.
- Prinzipiell ist die Art in der Lage, mit Pausen Flugstrecken von mehreren Kilometern zurückzulegen (KLAUSNITZER et al. 2003). 70% dieser Flüge enden allerdings bereits nach maximal 250 m (NALEPA 2010, zitiert in THEUNERT 2012: 109).
- Da sich nur wenige Imagines von ihrem Brutbaum entfernen und davon nur noch etwa 30% Distanzen von bis zu 4.000 m zurücklegen, ist die Aufrechterhaltung bzw. Schaffung eines Habitatverbunds von großer Bedeutung für den genetischen Austausch einzelner (Teil-)Populationen der Art.
- Der Abstand zwischen den einzelnen Populationen sollte unter 2 km liegen (SCHNITTER et al. 2006:143).

Maßnahmen

1. Umsiedlung von Bruthöhlen (RLP7)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Besiedelte Stammabschnitte werden abgesägt und in ein geeignetes Biotop verbracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen.
- Geeignete Biotope zeichnen sich aus durch lichte Eichenbestände mit Altbäumen mit eingeschränkter Vitalität, die einen Mindeststammdurchmesser von 80 cm (Brusthöhendurchmesser) erreicht haben.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Auf eine ausreichende Länge des Stammabschnittes (mind. 3-4 m lange Teilstücke des Stammes) ist zu achten: der gesamte besetzte Bereich wird umgesiedelt.
- Bei unvermeidbaren Baumfällungen empfiehlt STEGNER (2014: 19) besiedelte Stammteile (senkrecht oder in Pyramidenform aneinandergelehnt) an einem besonnten Platz innerhalb eines geeigneten Habitats aufzustellen. Geschlüpfte Käfer können sich dann fliegend oder laufend zu ihren neuen Brutbäumen in unmittelbarer Umgebung bewegen.
- Um den mehrheitlich sehr standorttreuen Käfern die Neubesiedlung zu erleichtern, kann der abgesägte Stammabschnitt auch (möglichst senkrecht) an einem geeigneten Brutbaum befestigt werden. Beim Schlupf befinden sich die Käfer so bereits an ihrem neuen Brutbaum (Empfehlung analog zur Umsiedlung von Eremiten-Bruthöhlen in RUNGE et al. 2010: 236).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

Die potenziellen Brutbaumstämme werden dauerhaft von aufwachsender Vegetation freigehalten.

³⁸ <http://www.natura2000.rlp.de/steckbriefe/index.php?a=s&b=a&c=ffh&pk=1088>, zuletzt aufgerufen am 30.11.15.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Maßnahmen der Verkehrssicherheit können an neu zu besiedelnden Brutbäumen nur eingeschränkt durchgeführt werden bzw. sollten nach Möglichkeit unterbleiben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Das Verbringen besiedelter Stammabschnitte in einen geeigneten Eichenbestand (Mindestalter /-stammdicke, eingeschränkte Vitalität, ausreichende Sonneneinstrahlung sind gegeben) ist kurzfristig durchführbar und eine Übersiedlung von Individuen innerhalb von 3-5 Jahren prinzipiell möglich.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen im Einzelfall vor. Lt. RINGEL et al (2011: 3) haben durchgeführte Umsiedlungen in gefällten Stammstücken in Mecklenburg-Vorpommern bisher nicht nachweislich zur gewünschten Ansiedlung geführt. Eine Umsiedlung der Bruthöhlen ist mit Unsicherheiten verbunden und wird aufgrund des hohen Gefährdungsgrades beispielsweise auch als Artenschutzmaßnahme zum Populationserhalt bei lokaler Isolation einer Subpopulation und fehlendem Nachschub an Alteichen nur als „letzte Rettung“ in Betracht gezogen (LANIS, STEGNER 2014). Lt. NEUMANN & MALCHAU (2010: 281f) können in abgestorbenen Bäumen / Stümpfen junge Präimaginalstadien ihre mehrjährige Entwicklung wegen fehlender Nahrungsressourcen nicht mehr vollenden. Nur Individuen, die das letzte Larvenstadium bereits erreicht haben, verpuppen sich noch in abgesägten Stammteilen und können nach dem Schlupf neue Brutbäume besiedeln.
- Aufgrund der o.g. Bedenken bzw. wegen fehlender positiver Belege wird die Eignung mit gering eingestuft.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input checked="" type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering, nicht zur Anwendung als CEF-Maßnahme geeignet.

2. Nutzungsverzicht (W1.1) und Freistellung älterer Bäume (W2.5), Förderung von Waldweide (W10)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldflächen mit älteren Eichenbeständen werden durch Extensivierung der (forst-)wirtschaftlichen Nutzung als Habitat für den Heldbock aufgewertet. Ältere Eichen sind zur erhöhten Sonneneinstrahlung im unteren Stammbereich freizustellen und aus der Nutzung zu nehmen. Zum dauerhaften Erhalt günstiger Bedingungen für die Art empfiehlt sich die (Wieder-)Aufnahme einer Nutzung als Waldweide / Hutewald.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Die Nutzungsextensivierung ist an die Bedürfnisse der Art anzupassen:
 - Brutbäume und ggf. Zukunftsbäume im Bestand und an Waldrändern sind mittels geeigneter Pflegemaßnahmen dauerhaft von Unterwuchs freizustellen und aus der Nutzung zu nehmen. Die Auswahl von Zukunftsbäumen erfolgt nach folgenden Kriterien (BfN-Internethandbuch):
 - Eichen in mehreren Altersklassen, um kontinuierlichen Nachwuchs potenziell besiedelbarer Bäume zu haben.
 - im Umkreis von 500 m zu besiedelten Bäumen
 - sonnenexponierte Lage oder Freistellung, so dass auch die untere Stammpartie besonnt ist.
 - Alternativ (Wieder-) Aufnahme einer Nutzung als Waldweide / Hutewald zur gezielten Öffnung einzelner Waldbereiche (BfN Internethandbuch). Frühere Verbreitungsmuster des Heldbocks legen eine optimale Flächennutzung für die Art in Form von extensivem Hutewald nahe. In ihrer Modellstudie kommen BUSE et al. (2007) zu den folgenden Ergebnissen:
 - Die besten Habitatstrukturen für den Heldbock finden sich in halboffenen Wäldern, weshalb sich ein an die Art angepasstes Flächenmanagement die natürliche Störung durch extensive Beweidung zunutze machen sollte.
 - Große Herbivoren (z.B. Pferde, Rinder) fressen aufwachsende Kräuter sowie Blätter junger Busch- und Gehölzstrukturen / niedriger Äste. Infolge der erhöhten Sonneneinstrahlung erwärmt sich einerseits der Stammbereich der Alt-Eichen, andererseits können junge Eichen – die als zukünftige Refugien dringend gebraucht werden – langsam nachwachsen (VERA 2000, zitiert in BUSE et al. 2007: 378).
 - Die Eichenbestände werden ihrem natürlichen Alterungs- / Absterbeprozess überlassen. Auf Verkehrsicherungsmaßnahmen in Form von Fällungen morscher Eichen an Wegrändern wird möglichst verzichtet. Betroffene Bäume sind entweder großzügig abzusperren oder nur in Teilen einzukürzen / bzw. abzustützen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume)
- Die (potenziellen) Brutbäume werden dauerhaft von aufkommendem Unterwuchs freigehalten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- In Abhängigkeit des Alters (Stammdurchmesser / Vitalität) der vorhandenen Eichenbestände kann von einer mittel- bis langfristigen Wirksamkeit ausgegangen werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind mittel- bis langfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme ist aus der Artökologie sowie aus ihren früheren Verbreitungsmustern in hohem Maße plausibel. Eine Habitatoptimierung durch Nutzungsextensivierung alter Eichenbestände, v.a. im Sinne einer Hutewaldwirtschaft, wird von Experten empfohlen (BUSE et al. 2007).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.
- Die Prognosesicherheit der Maßnahme wird aufgrund der Unschärfen bzgl. der Wirksamkeit als mittel eingestuft.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input checked="" type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: gering. Aufgrund der langen Entwicklungsdauer und der Unsicherheiten bzgl. der Wirksamkeit nicht als CEF-Maßnahme geeignet. Nach Einzelfallprüfung als FCS-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Heldbock können keine CEF-Maßnahmen empfohlen werden. Als FCS-Maßnahmen kommen im Einzelfall, wenn der Kernbestand des jeweiligen *Cerambyx*-Vorkommens unbeeinträchtigt bleibt, Habitatentwicklungsmaßnahmen im näheren Umfeld besiedelter / besiedlungsfähiger Bäume in Betracht.

Quellen:

Albert, J., Platek, M. & L. Cizek (2012): Vertical stratification and microhabitat selection by the Great Capricorn Beetle (*Cerambyx cerdo*) (Coleoptera: Cerambycidae) in open-grown, veteran oaks. European Journal of Entomology 109, 553-559.

BfN / Bundesamt für Naturschutz: BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Heldbock. http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh_anhang4-heldbock.html, zuletzt abgerufen am 17.03.2016.

Buse, J., Schröder, B. & T. Assmann (2007): Modelling habitat and spatial distribution of an endangered longhorn beetle – A case study for saproxylic insect conservation. Biological Conservation 137, 372-381.

Klausnitzer, B., Bense, U. & V. Neumann (2003): *Cerambyx cerdo* (LINNAEUS, 1758). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E., Sysmank, A., Biewald, G., Ludwig, G., Pretschner, P. & E. Schröder (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1. Münster: 362-370.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des BfN, Bonn.

LUBW / Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2008): Heldbock und Eiche. Informationsbroschüre i. A. der Staatlichen Naturschutzverwaltung B-W.

Nalepa, N. (2010): Ausbreitungsfähigkeit einer vom Aussterben bedrohten Bockkäferart (*Cerambyx cerdo*) – eine Analyse mittels Radiotelemetrie und Fang-Markierung-Wiederfang. Johannes Gutenberg-Universität Mainz, Fachbereich Biologie.– Staatsexamensarbeit. 36 S.

Neumann, V. (1996): Das Biosphärenreservat "Mittlere Elbe", ein Schwerpunktgebiet für den Artenschutz - Anmerkungen zu den Roten Listen und zur Gefährdungssituation ausgewählter Gruppen der Kiemen- und Blattfüßer sowie der Bock- und Buntkäfer. Berichte d. Landesamtes f. Umweltschutz Sachsen-Anhalt (21), 52-62.

Neumann, V. & V. Schmidt (2001): Neue Ökofaunistische Aspekte zum Heldbock *Cerambyx cerdo* L. (Col.: Cerambycidae). In: Hercynia – Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa 48 (1), 286-288.

Neumann, V. & W. Malchau (2010): *Cerambyx cerdo* (LINNAEUS, 1758) – Heldbock. In: Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Halle, Sonderheft 2/2010, 281-314.

Niehuis, M. (2001): Die Bockkäfer in Rheinland-Pfalz und im Saarland, GNOR.

Ringel, H., Meitzner V. & M. Lange (2011): Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie, *Cerambyx cerdo* (Großer Eichenbock, Heldbock), 8 S.

Runge, H., Reich, M., Simon, M., Louis, H. (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht: Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010).

Schnitter, P.; Eichen, C.; Ellwanger, G.; Neukirchen, M.; Schröder, E.; (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU), Sonderheft 2. 370 S.

Stegner, J. (2014): Heldbock und Eremit. Bewohner alter Bäume. Sammelreihe Natur und Landschaft (2). I. A. des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 24 S.

Theunert, R. (2013): Erhaltungszustand der Populationen von Heldbock und Hirschkäfer - Empfehlungen zur Bewertung. In: Deutschland Naturschutz und Landschaftsplanung 45 (4), 108-112.

5.10 Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Phengaris teleius*)

Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling *Phengaris teleius* ID 136

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist die von der Art besiedelte Feuchtwiese / Feuchtwiesenkomplex, Uferhochstaudenfluren, Entwässerungsgräben etc. mit Vorkommen des Großen Wiesenknopfs (*Sanguisorba officinalis*) als Eiablage- sowie Futterpflanze / Balzplatz. Darin eingeschlossen sind auch die Nester ihrer Wirtsameisen (Larvalhabitat) sowie Nektar- und Paarungshabitate in den umliegenden Saumstrukturen (EBERT & RENNWALD 1991, SETTELE et al. 1999, LEOPOLD 2004). Der räumliche Zusammenhang der Fortpflanzungsstätte schließt funktional verbundene Flächen, zwischen denen ein regelmäßiger Individuenaustausch stattfindet, ein.

Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte. Die Art hält sich nachts auf Blüten (v.a. Wiesenknopf) innerhalb der dichteren Krautschichten und Saumstrukturen der Feuchtwiesenkomplexe (LEOPOLD 2004) auf.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Die Art lebt in Metapopulationen (vgl. SETTELE et al. 1996). Typisch für diese Art sind vielfach auf mehrere gut miteinander verbundene Teilflächen verteilte Vorkommen. Das Muster aus besiedelten und unbesiedelten Flächen verändert sich über die Zeit. Die Lokale Population ist das lokale Vorkommen bzw. das auf mehrere gut miteinander verbundene (bis 400 m zum nächsten Vorkommen, BfN-Internethandbuch) Teilflächen verteilte Vorkommen.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Verbrachung / großflächige Aufgabe von extensiv genutzten Grünflächen (z.B. Streuwiesen) ebenso wie intensivierte Nutzung.
- Veränderung des Wasserhaushaltes der Habitate (z.B. durch Grundwasserabsenkung, Drainage, dauerhaftes Überstauen).
- Großflächig intensive Unterhaltung von Habitaten an Graben- und Uferändern, Straßen- und Wegrändern und Säumen.
- Habitatfragmentierung: dauerhafte Zerschneidung der Austauschbeziehungen zwischen den einzelnen Teilhabitaten durch Verbauungen oder Gehölzpflanzungen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

Imaginalstadium:

- Falter des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings besiedeln strukturreiche, feuchte / wechselfeuchte Grünland-Komplexe, die nährstoffarm sind und Vorkommen des Großen Wiesenknopfs (*Sanguisorba officinalis*) aufweisen: Pfeifengras- / Binsen- und feuchte Glatthaferwiesen, Quellwiesen, Saumstrukturen von Gräben, Gewässern und Mooren, als Sekundärhabitate auch extensiv bewirtschaftete Mähwiesen, junge Wiesenbrachen, seltener extensiv genutzte Weiden (EBERT & RENNWALD 1991, LEOPOLD 2004, LANGE & WENZEL 2005, SCHULTE et al. 2007).
- Eine Generation lebt im Imaginalstadium nur wenige Tage und kann von Ende Juni bis Mitte August bei der Partnersuche / Paarung in der Krautvegetation beobachtet werden. Zur Risikostreuung legen die Weibchen ihre Eier nach der Paarung einzeln und ausschließlich an den noch fast grünen, seltener roten (aber noch nicht blühenden) Blütenständen des Großen Wiesenknopfs ab (SCHULTE et al. 2007, DREWS 2003).

Präimaginalstadien (Larve, Raupe):

- Die Larven ernähren sich erst von den Fruchtknoten der Wirtspflanzen (nach DREWS 2003 höchstwahrscheinlich auch karnivallisch von Artgenossen sowie den Raupen der Schwesterart *M. nausithous*) und leben ab Herbst von der Brut der Knotenameisen (*Myrmica scabrinodis*, seltener *M. rubra*³⁹, vereinzelt *M. ruginodis*). Dazu lassen sie sich nach etwa 4 Wochen von ihrer Futterpflanze fallen und werden von den Ameisen in deren unterirdisches Nest eingetragen. Die Überwinterung erfolgt im Ameisennest, ebenso Verpuppung und Schlupf im darauf folgenden Sommer⁴⁰. Ausreichend große *Myrmica*-Vorkommen sind daher neben dem Großen Wiesenknopf essenziell für das Überleben der Art (STETTNER et al. 2008, SCHULTE et al. 2007, DREWS 2003, SETTELE 1999).
- Ausreichend große und dichte Vorkommen der Wirtsameise in Reichweite der Eiablageplätze sind für die Art entscheidend und letztlich noch wichtiger als geeignete Nektar- und Futterpflanzen (vgl. ANTON et al. 2008, WYNHOFF et al. 2011). Die Völker der Wirtsameise sind relativ individuenschwach. Aufgrund der obligatorisch parasitischen Lebensweise der Larven im Ameisennest können in der Regel nur wenige Individuen (meist sogar nur 1 Falter) innerhalb eines Nests zur vollen Entwicklung kommen (SCHULTE et al. 2007).
- Im Sekundärhabitat sind Wirtsameise und Bläuling auf ein angepasstes Mahdregime angewiesen, fortgeschrittene Sukzessionsstadien (hochgrasige Wiesen und Hochstaudenfluren) werden wegen zunehmender Beschattung der Nester gemieden (DREWS 2003).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Art gilt als sehr standorttreu mit einem durchschnittlichen Bewegungsradius von 23,4 m (LAUX 1995, zitiert in DREWS 2003). Zur (Wieder-) Besiedlung von Teilhabitaten können auch größere Distanzen zurückgelegt werden. Als maximale Entfernung zwischen einzelnen Patches werden von BINZENHÖFER (1997) 2.450 m angegeben (zitiert in GEISSLER-STROBEL 1999, DREWS 2003), der Großteil gewanderter Distanzen von Untersuchungen im nördlichen Steigerwald zitiert in BfN-Internethandbuch⁴¹ betrug weniger als 400 m. Als Gesamtbestand können z.B. besiedelte Teilflächen zusammengefasst werden, die weniger als 0,5–1 km auseinander liegen und nicht ausschließlich durch unüberwindbare Nichthabitate voneinander getrennt sind (LEOPOLD et al. 2006, zitiert im BfN-Internethandbuch).
- Wald, Straßen und Siedlungen werden meist als deutlich stärker trennend betrachtet als Grünland (BfN-Internethandbuch).
- Zur Nahrungsaufnahme werden auch benachbarte blütenreiche Vegetationseinheiten mit Arten wie Acker- und Sumpf-Kratzdistel (*Cirsium arvense* bzw. *palustre*), Gewöhnlicher Dost (*Origanum vulgare*), Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Kriechender Günsel (*Ajuga reptans*) und die Vogel-Wicke (*Vicia cracca*) genutzt. Heilziest (*Stachys officinalis*) und die Kleine Braunelle (*Prunella vulgaris*) können regional ebenso von Bedeutung sein (SCHULTE et al. 2007, DREWS 2003).

Sonstige Hinweise:

- Die Ameisenbläulings-Schlupfwespe (*Neotypus melanocephalus*) parasitiert die Art und ist Teil des Nahrungsnetzes. Habitate der Ameisenbläulinge mit Vorkommen der Ameisenbläulings-Schlupfwespe kennzeichnen nach SORG et al. (2008) die „vollständigere – in diesem Sinne natürlichere“ Ausprägung des Nahrungsnetzes und belegen „hochwertige“ Habitate. Parasitierte Raupen erkennt man an ihrer deutlich dunkleren Farbe. Die Parasitierungsrate kann unter Umständen sehr hoch sein (lt. SCHULTE et al. 2007 liegt sie in der Pfalz bei *M. nausithous* z.B. bei bis zu 80%) und zu erheblichen Bestandsschwankungen beitragen.

³⁹ Gemäß Studien von JOHST et al. (2006) entwickeln sich etwa 10-15% einer typischen Population des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings in Nester von *Myrmica rubra*, die *M. scabrinodis* mit fortschreitender Sukzession im Habitat ablöst.

⁴⁰ Lt. SETTELE et al. (2004) verbringen einige der Raupen sogar annähernd 2 Jahre im Ameisennest und lassen damit eine Flugperiode „ungenutzt“.

⁴¹ <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/gefaehrdung-heller-wiesenknopfbl.html>, zuletzt aufgerufen am 30.03.16.

Maßnahmen

1. Anlage von Extensivgrünland auf feuchten und nassen Standorten (Umwandlung aus anderen Nutzungen, z.B. Acker / Forst) (O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Auf einer bisher als Acker oder Forst genutzten Fläche wird eine Feuchtwiesenmischung inklusive Großem Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*) eingesät.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Feuchtwiesen-Standortqualität ist (noch) vorhanden / kann wieder hergestellt werden. (Potenziell geeignet sind zum Beispiel vor einiger Zeit aufgeforstete Wälder auf ehemaligen Feuchtwiesen-Standorten sowie Grünlandstandorte, die vor nicht allzu langer Zeit drainiert / in intensive Nutzung überführt wurden). Es gibt benachbarte Vorkommen der Wirtsameisen.
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungsstätte, so dass spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essentiellen Teilhabitats (s.o.) zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. Als Maximalentfernung für die Art gelten 400 m (s.o. räumliche Aspekte).
- Zwischen besiedelten Habitats und Maßnahmenfläche sind keine größeren Barrieren wie Wald, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Bei Ansaaten primär Verwendung von naturraumtreuem Saatgut (z. B. Mähgutübertragung, Heudrusch), mindestens jedoch von Regiosaatgut der Ursprungsgebiete 7 „Rheinisches Bergland“ und 9 „Oberrheingraben mit Saarpfälzer Bergland“ (FLL 2014) mit Bestandteil vom Großen Wiesenknopf (*Sanguisorba officinalis*).
 - Entgegen der Annahme, dass ein möglichst dichtes Vorkommen des Großen Wiesenknopfs innerhalb eines Fortpflanzungs- und Ruhehabitats die Bestände der Art stabilisiert, kommen NOWICKI et al. (2007:127) zu dem Schluss, dass sich ein flächendeckender Bestand negativ auf die Falterpopulation auswirkt: Aufgrund des hohen Prädationsdrucks durch die Raupenstadien benötigt *Myrmica* innerhalb des Habitats Rückzugsräume ohne Wiesenknopfvorkommen. Optimal sind mosaikartig verteilte Einzelbestände bzw. lückige Patches. Zur Orientierung geben PAN & ILÖK (2010: 83) mindestens 5 Teilflächen mit > 30 blühenden Wiesenknopf-Individuen bzw. Clustern pro ha als Kriterium für eine gute Habitatqualität an..
 - Zur Unterstützung der lokalen Etablierung vom Großen Wiesenknopf ggf. Einbringung von Rhizomen oder Plaggen (Material aus dem betroffenen Habitatkomplex).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Im Anschluss wird die Fläche durch extensive Mahd (siehe Maßnahme 2) gepflegt.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Für die Entwicklung bis zur Etablierung einer Feuchtwiesenvegetation mit Großem Wiesenknopf wird von 2 bis 3 Jahren ausgegangen. Für die Dauer bis zur Etablierung ausreichender *Myrmica*-Vorkommen können keine generellen Voraussagen gemacht werden. Es wird von einer mittelfristigen Wirksamkeit ausgegangen (in Anlehnung an die Experteneinschätzung zur gleichen Maßnahmen für die Schwesterart *M. nausithous* in RUNGE et al. 2010).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Vegetationsstrukturen sind innerhalb von fünf Jahren entwickelbar, über die Zeitdauer bis Etablierung der erforderlichen *Myrmica*-Vorkommen besteht Unsicherheit. Es wird von einer mittelfristigen Wirksamkeit ausgegangen.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme „Wieseneinsaat auf Acker“ wird von RUNGE et al. (2010) für die Schwesterart *M. nausithous* vorgeschlagen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.
- Da die Anlage von Extensivgrünland aus der Artökologie plausibel ist, aber Prognoseunsicherheiten in Bezug auf die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit bestehen, wird die Eignung als mittel eingestuft.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input checked="" type="checkbox"/>	mittel <input type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input checked="" type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel, im Einzelfall als CEF-Maßnahme geeignet; eine grundsätzliche Eignung als FCS-Maßnahme besteht.

2. Extensivierung einer bisherigen intensiven Nutzung / Wiederaufnahme einer extensiven Grünlandnutzung auf Brache: Extensive Mahd (O1.2.4), Rotationsmahd (O2.5), Extensive Beweidung (O1.2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Ziel ist einerseits die Anpassung der Bewirtschaftung an die Entwicklungsphasen der Falter, andererseits die Optimierung der Habitate für die Wirtsameisen *Myrmica* (*M. scabrinodis*, seltener *M. rubra*, vereinzelt *M. ruginodis*) durch ein geeignetes Mahdregime von Mähwiesen bzw. Saumstrukturen mit Feuchtwiesen-Standortqualität. Die Maßnahme empfiehlt sich bei bisher intensiv genutzten Wiesen oder bei Grünlandbrachen, die keine geeigneten Habitatstrukturen mehr bieten sowie bei Extensivgrünland, das bisher nicht gemäß den Ansprüchen des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings bewirtschaftet wurde. Die Grünlandnutzung (z. B. Mahdfrequenz) ist an die regionalen Besonderheiten der Phänologie der Art, ihrer Wirtspflanze und ihrer Wirtsameisen anzupassen und mit den jeweiligen Biotopbetreuern abzustimmen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Feuchtwiesen-Standortqualität ist (noch) vorhanden.

- Reste von Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen sind auf der Fläche oder in unmittelbarer Nachbarschaft vorhanden.
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungsstätte, so dass spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essenziellen Teilhabitate (s.o.) zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. Als Maximalentfernung werden für die Art 400 m angegeben (s.o. räumliche Aspekte).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine größeren Barrieren wie Wald, Siedlungen oder stark befahrene Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Neben dem Vorhandensein von Wiesenknopf hat die Förderung der Wirtsameisen-Bestände oberste Priorität (vgl. WYNHOFF et al. 2011, ANTON et al. 2008, NOWICKI et al. 2007 und JOHST et al. 2006). Die Wiesenknopf-Bestände können bei Bedarf durch lokale Einsaat gestärkt werden (keine flächige Einsaat, vgl. Maßnahme 1).
- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität).
- Das Mahdregime ist entscheidend für das Vorkommen der Wirtsameisen-Arten bzw. deren Individuendichte. *Myrmica scabrinodis* als Hauptwirt des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings bevorzugt lückigere, magere Vegetationsstrukturen und ist daher auf eine regelmäßige Mahd angewiesen (GEISSLER-STROBEL 1999, DREWS 2003, SCHULTE 2007, WYNHOFF et al. 2011).
- Mahdzeitpunkte dürfen die oberirdischen Stadien der Falter nicht beeinträchtigen: als Regelfall wird demnach nicht gemäht zwischen Anfang / Mitte Juni (Frühjahrmahd erfolgt mindestens einen Monat vor der Flugphase der Imagines, so dass die Wiesenknopf-Bestände zum Zeitpunkt der Eiablage wieder Blüten ausgebildet haben, im Schnitt dauert das 31 Tage) und Mitte September (nach Eintrag der Raupen in die Ameisennester).
 - Bei mageren Feuchtwiesen empfiehlt sich lt. WYNHOFF (2011) eine Herbstmahd.
 - Ein früher Mahdtermin dagegen eignet sich zur Aushagerung nährstoffreicherer Standorte. Zur Vermeidung von Gehölzaufkommen kann in Abständen von mehreren Jahren auch auf mageren Standorten im Frühjahr gemäht werden.
- Die Schnitthöhe liegt über 10-15 cm, zur Förderung der Strukturvielfalt kann mit unterschiedlich hohen Niveaus des Mähbalkens sowie im Rotationsprinzip auf wechselnden Teilflächen / Streifen des betreffenden Gebiets gemäht werden; Abfuhr des Mahdgutes erfolgt nach 3-5 Tagen.
- Keine Düngung (in begründeten Einzelfällen Erhaltungsdüngung auf sehr wenig produktiven Standorten, dabei keine mineralische oder Gülle-Düngung; s. BfN-Internethandbuch).
- Auf den Einsatz schwerer Maschinen bzw. Walzen (Bodenverdichtungen schädigen die Knotenameisen) wird ebenso verzichtet wie auf Mäher mit Mulchfunktion (z.B. Schlegelmäher), da das Belassen von größeren Mengen organischen Materials die Fläche überlagert und mit Nährstoffen anreichert. Dies fördert die Ausbreitung von *Lasius*-Arten (Konkurrenten der Knotenameisen) und wirkt sich ebenfalls negativ auf die Bestände der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge aus (WYNHOFF et al. 2011).
- In Abhängigkeit von der Produktivität des Standortes ergeben sich nach STETTNER et al. (2008) folgende Mahdfrequenzen für Mähwiesen:
 - Mahd nur jedes zweite Jahr:
 - Streuwiesen (Molinien) mit niedriger Produktivität
 - jährliche Mahd:

- Streuwiesen (Molinion) mit mäßiger Produktivität
 - Feuchtwiesen (Calthion) mit niedriger bis mäßiger Produktivität
 - wechselfeuchtes Extensiv-Grünland (Arrhenatherion) mit niedriger bis mäßiger Produktivität
 - Hochstaudenfluren (Filipendulion) mit mäßiger bis mittelhoher Produktivität
- Zweimal jährlich werden lt. STETTNER et al. (2008) Feuchtwiesen (Calthion) mit mäßiger bis mittelhoher Produktivität gemäht. Davon raten JOHST et al (2006) allerdings ab.⁴² Über eine ein- oder zweischürige Mahd ist im Einzelfall zu entscheiden. Der 2. Mahdtermin kann auch regional (z. Bsp. im Westerwald) durch einen späten Weidegang ersetzt werden (BfN-Internethandbuch). Nach LANGE & WENZEL (2005) sind in Hessen Vorkommen des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings auf Flächen, die als Mähwiesen mit einer Frühjahrs-Mahd und anschließender Beweidung genutzt werden, dokumentiert.
- Bei linearen Saumstrukturen (Straßenränder, Wassergraben, Böschungen, Dämme etc.), die z.T. als Dispersionskorridore im Biotopverbund fungieren, u.U. aber auch ansässige Teilpopulationen hervorbringen können, ist eine Mahd auf jährlich alternierenden Teilflächen im Sinne eines vielfältigen Nutzungsmosaiks gut durchführbar (WYNHOFF et al. 2011, GEISSLER-STROBEL 1999):
 - *Myrmica scabrinodis* profitiert von regelmäßiger Mahd, reagiert aber empfindlich auf Störung. Bei einer Rotationsmahd mit zeitlich versetzten Mähterminen kann sich die Art von ungemähten Bereichen wieder auf gemähte Flächen ausbreiten. An Rändern (mäßig befahrener) Straßen oder Gräben empfiehlt WYNHOFF zur einfacheren Handhabung z.B. eine Seite im Frühjahr zu mähen, die andere im Herbst (2011: 189).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja

nein

- Die Fläche muss dauerhaft entsprechend obiger Vorgaben gepflegt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ggf. auftretende Zielkonflikte mit der Flächenpflege für Wiesenbrüter (Mahdtermin von Mitte Juni bis Mitte Juli) können durch die Anlage von Frühmahdstreifen als Teil eines abgestuften Pflegemanagements gelöst werden (STETTNER et al. 2008).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Voraussetzungen kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von 5 Jahren möglich (Voraussetzung: Reste von Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen auf der Fläche oder in unmittelbarer Nachbarschaft vorhanden).
- Bei vorausgehender intensiver Nutzung benötigt die Optimierung der Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen u.U. länger, so dass die Maßnahme erst mittelfristig nach 5 – 7 Jahren wirksam wird.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind (unter den o.g. Rahmenbedingungen) kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Maßnahme erscheint aus der Artökologie in hohem Maße plausibel, positive Experteneinschätzungen liegen vor:
- Die extensive Nutzung entsprechender Grünlandstandorte wird in der Literatur empfohlen. Die Wirksamkeit unter kontrollierten Nutzungsbedingungen ist bei STETTNER et al. (2008) nachgewiesen und kann bei bestehenden Vorkommen im nahen Umfeld als wissenschaftlich gesichert gelten. Es gibt keine widersprüchlichen Wirksamkeitsbelege.

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input checked="" type="checkbox"/>	mittel	<input type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: hoch, als CEF Maßnahme geeignet bei günstiger Ausgangssituation (siehe Prognosesicherheit).

Fazit: Für den Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling stehen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Optimierung von Habitaten zur Verfügung. Die Entwicklung aus vorhandenem (Extensiv-)Grünland hat dabei Vorrang vor einer Neuanlage / Umwandlung aus anderen Nutzungen auf feuchten und nassen Standorten. Um die ökologische Funktion betroffener Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu bewahren, sollte ein möglichst strukturreiches Nutzungsmosaik von Larval- und Nektarhabitaten im Biotopverbund gefördert werden.

Quellen:

Anton, C., Musche, M., Hula, V., Settele, J. (2008): *Myrmica* host-ants limit the density of the ant-predatory large blue *Maculinea nausithous*. *Journal of Insect Conservation* 12. 511-517.

BfN-Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV: Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling. <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/ffh-anhang4-heller-wiesenknopfbl.html>. Letzter Abruf 30.05.2016.

Drews, M. (2003): *Glaucopsyche teleius* (BERGSTRÄSSER, 1779). In: Petersen, B., Ellwanger, G., Bless, R., Boye, P., Schröder, E., Sysmank, A., Biewald, G., Ludwig, G., Pretscher, P. & E. Schröder (2003): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000 - Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1. Münster: 502-510.

Ebert, G. & E. Rennwald (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. Stuttgart.

Geissler-Strobel, S. (1999): Landschaftsplanungsorientierte Studien zu Ökologie, Verbreitung und Schutz der Wiesenknopf-Ameisenbläulinge *Glaucopsyche* (*Maculinea*) *nausithous* und *Glaucopsyche* (*Maculinea*) *teleius*. *Neue Entomologische Nachrichten* 44.

FLL, Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e. V. (2014): Empfehlungen für Begrünungen mit gebietseigenem Saatgut. Bonn, 123 S

Johst, K., Drechsler, M., Thomas, J. & J. Settele (2006): Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. In: *Journal of Applied Ecology* 43: 333-342.

Lange & Wenzel GbR (2005): Artensteckbrief Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea teleius*), 12S.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des BfN, Bonn.

Nowicki, P., Pepkowska, A., Kudlek, J., Skorka, P., Witek, M., Settele, J. & M. Woyciechowski (2007): From metapopulation theory to conservation recommendations: Lessons from a spatial occurrence and abundance patterns of *Maculinea* butterflies. In: *Biological Conservation* 140: 119-129.

PAN & ILÖK (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring, erstellt im Rahmen des F(orschungs)- und E(ntwicklungs)-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung

⁴² JOHST et al. (2006: 341) sehen zweischürige Mahd kritisch: ihrer Studie über den Einfluss der Mahd auf *M. nausithous* und *M. teleius* zufolge wirkt sich bezüglich einer großen Bandbreite von Habitatparametern mehrschürige Mahd immer negativ auf die *Phengaris*-Bestände aus, weshalb immer nur einmal gemäht werden sollte („It is essential that no more than one cut occurs per year.“)

der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) – FKZ 805 82 013.

Schulte, T., Eller, O., Niehuis, M. & E. Rennwald (2007): Die Tagfalter der Pfalz (1). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz (36). Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz. e.V. (GNOR).

Settele, J., Henle, K. & C. Bender (1996): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern u. Reptilien. Zeitschrift für Ökologie u. Naturschutz 5: 187-206.

Settele, J., Feldmann, R. & R. Reinhardt (1999): Die Tagfalter Deutschlands. Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschütze. Stuttgart.

Settele, J., Johst, K., Drechsler, M. & F. Wätzold (2004): Zum Einfluss der Mahd auf das Überleben der Wiesenknopf Ameisenbläulinge *Maculinea nausithos* und *M. teleius*. In: „Grünlandnutzung nicht vor dem 15. Juni ...“ – Sinn und Unsinn von behördlich verordneten Fixterminen in der Landwirtschaft. BfN Script (124) : 27-33.

Stettmer, C., Bräu, M., Binzenhöfer, B., Reiser, B. & Settele, J. (2008): Pflegeempfehlungen für das Management der Ameisenbläulinge *Maculinea teleius*, *Maculinea nausithos* und *Maculinea alcon* - Ein Wegweiser für die Naturschutzpraxis. Natur und Landschaft 83: 480-487.

Sorg, M., Schwan, H. & Stenmans, W. (2008): Die Schlupfwespe *Neotypus melanocephalus* (Gmelin, 1790) in Nordrhein-Westfalen und das Monitoring der Ameisenbläulinge (*Phengaris* spp.). Mitteilungen aus dem Entomologischen Vereins Krefeld Vol. 1. 1-5.

Wynhoff, I., van Gestel, R., van Swaay, C. & F. van Langevelde (2011): Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit *Phengaris* (*Maculinea*) butterflies. Journal of Insect Conservation, 15. 189–206.

5.11 Nachtkerzenschwärmer (*Proserpinus proserpina*)

Nachtkerzenschwärmer *Proserpinus proserpina* ID 110

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Fortpflanzungsstätte des Nachtkerzenschwärmers sind feuchte Hochstaudenfluren z.B. an Bächen und Wiesengraben sowie an größeren Flussläufen und auf Waldschlägen oder an Sekundärstandorten in Abgrabungen, Steinbrüchen und Ruderalflächen im Siedlungsbereich oder an Dämmen und Böschungen mit den Beständen der Raupenfutterpflanzen Nachtkerze, Weidenröschen und Blutweiderich, an deren Blätter die Eier abgelegt werden. Wegen der großen Mobilität der Art, werden an Orten, an denen sie nachgewiesen wurde, solche Strukturen großräumig als Fortpflanzungsstätte abgegrenzt.

Ruhestätte: Die Überwinterung erfolgt als Puppe in Erdhöhlen in unmittelbarer räumlicher Nähe zu den Futterpflanzenbeständen. Die Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (~~lt. LANUV~~)

- Lokale Individuengemeinschaft
- *P. proserpina* ist eher lokal verbreitet und an den Vorkommensorten in der Regel individuenstark (DREWS 2003). Die Art kommt in Metapopulationen vor (RENNWALD 2005). LEOPOLD et al. (2006) schlagen im Rahmen des FFH-Monitoring die Einbeziehung von weiteren Vorkommen im Umkreis von 10 km vor.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Bestände der Raupenfutterpflanzen Nachtkerze, Weidenröschenarten und Blutweiderich. Nachweise im Bergischen Land erfolgen fast ausschließlich als Raupe an Weidenröschen (FASEL schriftl. Mitt. 20.03. 2012).
- Reichhaltiges Nektarpflanzenangebot (Nelkengewächse, Lippenblütler, Schmetterlingsblütler) u.a. *Vicia spec.*, *Centaurea spec.*, *Lathyrus spec.*, *Silene vulgaris* und *S. nutans*, *Salvia pratensis*, *Echium vulgare*, *Lonicera caprifolia* (DREWS 2003)
- Sonnenexponierte Standorte
- Nebeneinander von feuchten und blütenreich-trockenen Standorten (RENNWALD 2005)
- Das Larvalhabitat findet sich vorwiegend in Staudenfluren an Bächen und Gräben und auf feucht-frischen, nährstoffreichen Lehmböden, auf Sand- und Kiesböden, oft in lückigen Unkrautgesellschaften sowie an Sekundärstandorten (z.B. Böschungen und Dämme, Sand- und Kiesgruben), das Imaginalhabitat ist vielfach anthropogen geprägt (z.B. Acker- und Feuchtwiesenbrachen, Straßenbegleitflächen, Kahlschläge, Sekundärstandorte an Bahndämmen, in Industrieanlagen) (TRAUB 1994, LANUV 2011).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Art ist sehr mobil und wenig standorttreu (TRAUB 1994).
- Sie kann schnell neue Populationen bilden (TRAUB 1994).

Sonstige Hinweise:

- Ungeklärt ist die Bedeutung von Brachäckern (RENNWALD 2005).
- Es treten starke Bestandsfluktuationen auf. Viele Habitate werden nur vorübergehend besiedelt oder bekannte Vorkommensorte bleiben jahrelang ohne Nachweis, bis die Falter dort plötzlich wieder auftauchen. Die Art wird in Jahren mit längeren Hochdruckwetterlagen im Sommer begünstigt und breitet sich dann rasch aus (FASEL schriftl. Mitt. 20.03.2012).
- Die Raupen können auf der Suche nach einem geeigneten Verpuppungsort Entfernungen von über 100m zurücklegen (HERMANN & TRAUTNER 2011).

Maßnahmen

1. Anlage von (feuchten) Hochstaudenfluren (O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuanlage von feuchten Hochstaudenfluren z.B. an Bächen und Wiesengräben sowie an größeren Flussläufen oder an Sekundärstandorten in Abgrabungen, Steinbrüchen oder an Dämmen und Böschungen mit den Beständen der Raupenfutterpflanzen Nachtkerze, Weidenröschen und Blutweiderich.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Bei wechselfeuchten Larvallebensräumen ist eine enge Vernetzung zu geeigneten, v.a. trockenwarmen Nektarhabitaten bedeutsam.
- In der Nähe entsprechender Pflanzenbestände. Aufgrund der hohen Samenproduktion bzw. großen Ausbreitungsstärke können sich die o.g. Arten eigenständig relativ schnell auf Rohböden ansiedeln. In feuchten Wiesen bzw. Säumen am Rand von Gräben und Bächen sind bevorzugt die nachgewiesenen Raupennahrungspflanzen *Epilobium hirsutum* (Zottiges Weidenröschen) und *Epilobium parviflorum* (Bach-Weidenröschen) sowie *Lythrum salicaria* anzusiedeln, auf Ruderalstandorten vorzugsweise *Epilobium angustifolium* (Wald-Weidenröschen) bzw. an trockeneren Ruderalstellen *Oenothera biennis*.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße i.d.R. > 1.000-5.000m² in mindestens 3m breiten Streifen (analog zu Maßnahmenvorschlägen für Falterstreifen in der Agrarlandschaft bei FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008).
 - Die Nachkommenschaft eines Weibchens ist meist über eine größere Fläche verteilt. Angaben zur Anzahl von Eiern/ Raupen / Flächeneinheit bei ERNST (1994) schwanken von 2-4 Raupen / m² bei sehr dicht stehenden Weidenröschen bis 50 Raupen auf 5.000m².
- mind. 3 verschiedene Teilflächen mit einer Einzelflächengröße > 0,5 ha (Risikostreuung), Flächen nicht weiter als 1 km voneinander entfernt.
- Begründung der Bestände im Regelfall durch natürlichen Samenflug, auf Teilflächen im Einzelfall ggf. Ansaat.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhaltung der Standortbedingungen / Bereitstellung neuer Besiedlungsstandorte durch jährliche abschnittsweise Mahd im Spätsommer / Herbst.
- In mehrjährigem Abstand Verletzungen der Vegetationsdecke bzw. ein Abschieben des Oberbodens auf Teilflächen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam, da sich die relevanten Pflanzenbestände innerhalb von 1 (bis 2) Jahren entwickeln.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Entwicklung von sonnig-warmen, feuchten Hochstaudenfluren wird in der Literatur für die Art vorgeschlagen (LANUV 2011, LEOPOLD et al. 2006). Die Wirksamkeit ist bei entsprechender Ausprägung mit den relevanten Futterpflanzen (insbes. Weidenröschenarten) und in Anbetracht der Habitatansprüche der Art – soweit bekannt - plausibel.

- Als Rohbodenpioniere sind alle o.g. Raupenfutterpflanzen sehr ausbreitungsstark. Die gezielte Förderung der Futterpflanzen wird in der Literatur für die Art vorgeschlagen (LANUV 2011, LFU Bayern 2011, TRAUTNER & HERMANN 2011).
- Es gibt kaum Wirksamkeitsbelege. TRAUTNER & HERMANN (2011) berichten über eine Wirksamkeit (Nachweis der Art) bereits im Folgejahr, aufgrund unsachgemäßer Folgepflege konnten danach dann allerdings keine Habitatfunktionen mehr nachgewiesen werden. Nach Einschätzung der nordrheinwestfälischen Experten ist eine Wirksamkeit aufgrund der Artökologie plausibel, wegen der unsteten Lebensweise und großen Mobilität der Art jedoch trotzdem unsicher.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

2. Extensive Unterhaltung von Ufer- und Wegrändern sowie Bahndämmen (O4.1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Extensive Unterhaltung von Bachufern, Wegrändern sowie Bahndämmen mit Beständen der Futterpflanzen durch Verzicht auf Säuberungs- und Pflegemaßnahmen in der Zeit von Mai bis August (Aussparen der Pflanzenhorste) und Verzicht auf Einsatz von Herbiziden in potenziellen Larvallebensräumen (mit Beständen der Futterpflanzen) in der Zeit von Mai bis August.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Der räumliche Zusammenhang zwischen dem Eingriffsort und dem Maßnahmenstandort kann aufgrund des mobilen Falterstadiums entsprechend weit gefasst werden (TRAUTNER & HERMANN 2011).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße i.d.R. > 1.000-5.000m² in mindestens 3m breiten Streifen (analog zu Maßnahmenvorschlägen für Falterstreifen in der Agrarlandschaft bei FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008).
 - Die Nachkommenschaft eines Weibchens ist meist über eine größere Fläche verteilt. Angaben zur Anzahl von Eiern/ Raupen / Flächeneinheit bei ERNST (1994) schwanken von 2-4 Raupen / m² bei sehr dicht stehenden Weidenröschen bis 50 Raupen auf 5.000m².

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhaltung der Standortbedingungen / Bereitstellung neuer Besiedlungsstandorte durch jährliche abschnittsweise Mahd im Spätsommer / Herbst.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- unmittelbar wirksam

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen bleiben erhalten bzw. werden kurzfristig entwickelt. Die extensive Böschungs- und Saummahd bzw. Grabenräumung wird in der Literatur für die Art vorgeschlagen (DREWS in PETERSEN et al. 2003, LANUV 2011, LEOPOLD & PRETSCHER 2006, WACHLIN in LUNG 2010). Die Wirksamkeit ist bei entsprechender Ausprägung mit den relevanten Futterpflanzen (insbes. Weidenröschenarten) und in Anbetracht der Habitatansprüche der Art – soweit bekannt - plausibel. Wegen der unsteten Lebensweise und großen Mobilität der Art ist die Wirksamkeit der Maßnahme trotzdem unsicher.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

3. Steuerung der Sukzession (O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zurücksetzen der Sukzession u.a. in Abbaugeländen und auf Industriebrachen in mehrjährigen Abständen durch Entbuschung und Mahd und Herstellen von Rohbodenflächen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Vorkommen der Raupenfutterpflanzen *Epilobium angustifolium*, *E. hirsutum*, *E. parviflorum*, *Lythrum salicaria*, *Oenothera biennis*.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Flächengröße i.d.R. > 1.000-5.000m² in mindestens 3m breiten Streifen (analog zu Maßnahmenvorschlägen für Falterstreifen in der Agrarlandschaft bei FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008).
 - Die Nachkommenschaft eines Weibchens ist meist über eine größere Fläche verteilt. Angaben zur Anzahl von Eiern/ Raupen / Flächeneinheit bei ERNST (1994) schwanken von 2-4 Raupen / m² bei sehr dicht stehenden Weidenröschen bis 50 Raupen auf 5.000m².

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Erhaltung der Standortbedingungen / Bereitstellung neuer Besiedlungsstandorte durch regelmäßige Verletzungen der Vegetationsdecke bzw. ein Abschieben des Oberbodens auf Teilflächen (in mehrjährigem Abstand).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- unmittelbar wirksam

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen bleiben erhalten bzw. werden kurzfristig entwickelt. Die Steuerung der Sukzession auf (großflächigen) Brachflächen wird in der Literatur für die Art vorgeschlagen (LFU Bayern 2011). Die Wirksamkeit ist bei entsprechender Ausprägung mit den relevanten Futterpflanzen (insbes. Weidenröschenarten) und in Anbetracht der Habitatansprüche der Art – soweit bekannt – plausibel. Wegen der unstillen Lebensweise und großen Mobilität der Art ist die Wirksamkeit der Maßnahme trotzdem unsicher.

Risikomanagement / Monitoring:

- erforderlich (maßnahmenbezogen)
- erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig <input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig <input type="checkbox"/>	langfristig <input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch <input type="checkbox"/>	mittel <input checked="" type="checkbox"/>	gering <input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Für den Nachtkerzenschwärmer stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Entwicklung von Raupenfutterpflanzen- bzw. Nektarpflanzenbeständen zur Verfügung, die aus der Artökologie heraus plausibel sind. Aufgrund der unstillen Lebensweise und großen Mobilität der Art lässt sich jedoch die Wirksamkeit der Maßnahmen mit Bezug zum betroffenen lokalen Vorkommen generell nur schwer belegen. Zur Gewährleistung der Wirksamkeit sind daher entsprechend großzügige Flächenumfänge der Maßnahmen vorzusehen.

Quellen:

Drews, M. (2003): *Proserpinus proserpina* (PALLAS, 1772). In: Petersen, B., Ellwanger, G.; Biewald, G.; Hauke, U.; Ludwig, G.; Pretschner, P.; Schröder, E. und A. Ssymank (Bearb.): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69/1: 534-537.

Ernst, M. (1994): Der Nachtkerzenschwärmer *Proserpinus proserpina* (PALLAS 1772), ein Nutznießer der landwirtschaftlichen Flächenstilllegung (Lepidoptera, Sphingidae).-Nachrichten des entomologischen Verein Apollo N.F., 15(1/2): 155-162.

Fuchs, S.; Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture. A manual for arable organic farming in north-east Germany. 71 S. http://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/service/Fuchs_Stein-Bach_Nature-Conservation-Organic-Agriculture.pdf, Februar 2011.

Herrmann, G. & Trautner, J. (2011): Der Nachtkerzenschwärmer in der Planungspraxis. Naturschutz und Landschaftsplanung 43 (10), S. 293-300.

LANUV (Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen) (2011): <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/schmetterlinge/schutzziele/108137> Abruf 18.03.2011

Leopold, P., Pretschner, B., Binzenhöfer, B., Reiser, B., Loritz, H., Rennwald, E. & R. Reinhardt, R. (2006): *Proserpinus proserpina* (PALLAS, 1772). -In: Schnitter, P., Eichen, C., Ellwanger, G., Neukirchen, M. & E. Schröder (Bearb.) (2006): Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Sonderheft 2, 191-192.

LFU Bayern (Bayrisches Landesamt für Umwelt) (2011): Nachtkerzenschwärmer (*Proserpinus proserpina*). <http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige/90600>.

Traub, B. (1994): Sphingidae (Schwärmer).- In: Ebert, G. (Hrsg.): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 4 Nachtfalter II. Stuttgart (Ulmer Verlag): 118-209.

Rennwald, E. (2005): Nachtkerzenschwärmer *Proserpinus proserpina* (PALLAS, 1772). In: Doeringhaus, A., Eichen, C., Gunnemann, H., Leopold, P., Neukirchen, M., Petermann, J. und Schröder, E. (Bearb.) (2005): Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.- Naturschutz und Biologische Vielfalt 20: 202-209.

Trautner, J. & Herrmann, G. (2011): Der Nachtkerzenschwärmer und das Artenschutzrecht. Naturschutz und Landschaftsplanung 43 (11), S. 343-349.

Wachlin, V. (2010): *Proserpinus proserpina* (PALLAS, 1772) Nachtkerzenschwärmer. In: Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern: Steckbriefe der in M-V vorkommenden Arten nach Anhang II und IV der FFH-RL. http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/ffh_asb_<name>.pdf (23.02.2011)

5.12 Quendel-Ameisenbläuling (*Phengaris arion*)

Quendel-Ameisenbläuling *Phengaris arion* ID 137

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ „Enge Abgrenzung“

Fortpflanzungsstätte: Die Fortpflanzungsstätte ist die von der Art besiedelte Magerrasenfläche bzw. der Magerrasenkomplex mit Vorkommen von Thymian-Arten und Gewöhnlichem Dost als Eiablage- sowie Futterpflanze / Balzplatz, den Nestern ihrer Wirtsameisen sowie Nektar- und Paarungshabitate in den umliegenden Saumstrukturen (EBERT & RENNWALD 1991, SETTELE et al. 1999, LEOPOLD 2004, RUNGE et al. 2010). Die konkrete räumliche Abgrenzung muss im Einzelfall erfolgen.

Ruhestätte: Die Ruhestätte entspricht der Fortpflanzungsstätte. Die Art hält sich nachts vermutlich in den dichteren Krautschichten und Saumstrukturen der Magerrasenkomplexe auf und überwintert im Wirtsameisennest (LEOPOLD 2004).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation

- Lokales Vorkommen (bzw. im Metapopulationszusammenhang). Das BfN-Internethandbuch geht aufgrund der Standorttreue von einigen Hundert Metern Distanz zwischen lokalen Populationen aus.
- Die Art lebt in Metapopulationen (vgl. SETTELE et al. 1996). Das Muster aus besiedelten und unbesiedelten Flächen verändert sich über die Zeit, insgesamt müssen die Flächen für einen stabilen Bestand des Quendel-Ameisenbläulings allerdings eine Mindestgröße von 1 ha aufweisen⁴³. Typische Populationen erreichen Größen von 50 bis 1.000 Faltern auf Flächen von 2-5 ha⁴⁴.

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Veränderungen in der Flächennutzung: Verbuschung der Rasenflächen infolge von Nutzungsaufgabe, Aufforstung, Veränderung der Artenzusammensetzung infolge von intensiverer Beweidung, Düngung.
- Habitatfragmentierung: dauerhafte Zerschneidung der Austauschbeziehungen zwischen den einzelnen Teilhabitaten durch Verbauungen.

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

Imaginalstadium:

- Falter des Quendel-Ameisenbläulings besiedeln lt. SETTELE et al. (1999) trockenwarme, lückig bewachsene Rasenstandorte: Kalkmager- und Sandtrockenrasen, (Süd-)Hänge und Heiden, regelmäßig beweidete / gemähte Grünlandflächen mit Vorkommen der wichtigsten Nektarpflanzen Quendel / Arznei-Thymian (*Thymus pulegioides*), Sand-Thymian (*Thymus serpyllum*), gelegentlich wird lt. NLWKN (2011) auch Gewöhnlicher Dost (*Origanum vulgare*) angenommen⁴⁵. Die Art besiedelt in Deutschland fast nur noch Kalk-Magerrasen-Komplexe (Ausnahme: beweidete Silikatmagerrasen des Schwarzwalds), in der Nordeifel am Rand des Areal extrem kurzrasig und lückig (LEOPOLD 2005, LEOPOLD & FARTMANN 2005: 175). Zur Risikostreuung legen die Weibchen ihre Eier nach der Paarung einzeln an möglichst vielen exponierten Blütenständen der Thymian- und Dostpflanzen ab (LANGE & WENZEL 2005, NLWKN 2011).

⁴³ Schmetterlingsarten können nur ab einer bestimmten Mindestpopulationsgröße langfristig in einer Landschaft überleben. Für das Erreichen dieser Populationsgrößen werden ausreichend große geeignete Habitate benötigt; in SETTELE et al. (1999) sind entsprechende Werte aufgelistet. Speziell für *M. arion* haben Modellierungen an Populationen in Südwestdeutschland ergeben, dass die Populationen, die auf Flächen unter 0,5 ha Größe leben, einem sehr hohen Aussterberisiko unterliegen (vgl. PAULER et al. 1995, PAULER-FÜRSTEN et al. 1996).

⁴⁴ <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/gefaehrdung-q-ameisenblaeuiling.html> Abruf 20.03.2016.

⁴⁵ Lt. LEOPOLD & FARTMANN (2005: 176) in den Wärmegebieten Deutschlands bzw. in Hitzejahren.

Präimaginalstadien (Larve, Raupe):

- Die Larven schlüpfen nach etwa 10 Tagen und ernähren sich erst von den Fruchtknoten der Wirtspflanzen. Nach etwa 3 Wochen verlässt die Raupe ihre Wirtspflanze und lebt ab Herbst räuberisch von der Brut thermophiler Knotenameisen-Arten (*Myrmica sabuleti*, seltener *M. scabrinodis* bzw. *M. schencki*) (THOMAS et al. 1989 zitiert in BARNETT & WARREN 1995, GRÜNFELDER & CASPARI 2008). Die Raupen lassen sich von ihrer Futterpflanze fallen und werden von den Ameisen in deren unterirdisches Nest eingetragen, wo sie über 98% an Biomasse zulegen. Die Überwinterung erfolgt im Ameisennest, ebenso Verpuppung und Schlupf im darauf folgenden Sommer (BARNETT & WARREN 1995, LANGE & WENZEL 2005 / 2007). Die Art tritt aufgrund der obligatorisch parasitischen Lebensweise der Larven auch im Ameisennest in niedriger Populationsdichte (1-2 Raupen) auf. In Nestern mit Königin werden sie als potenzielle Konkurrentin gesehen und dreimal so häufig getötet wie in Nestern ohne Königin (NLWKN 2011).
- Dementsprechend sind ausreichend große und dichte Vorkommen der Wirtsameise in Reichweite der Eiablageplätze für die Art als entscheidend angesehen (letztlich noch wichtiger als geeignete Nektar- und Futterpflanzen, vgl. LANGE & WENZEL 2005). Ein ideales Habitat für den Quendel-Ameisenbläuling weist nach POETHKE et al. (1994) & GRIEBELER et al. (1994) eine Nestdichte von 7 Nestern / 100m² auf (beide zitiert in GRUPP 2009).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Art ist standorttreu und bewegt sich i.d.R. in einem Radius von wenigen hundert Metern⁴⁶.
- Die Größe der überbrückbaren Distanz zwischen Teilhabitaten ist abhängig von örtlichen Gegebenheiten. Von PAULER-FÜRSTE et al. (1996) wurde für Individuen des Quendel-Ameisenbläulings über Fang-Wiederfang-Methoden ein Ausbreitungspotenzial von 2400 m ermittelt (zitiert in SETTELE et al. 1999: 88).
- Lebensraumfremde Strukturen können höchstens entlang linearer Trittsteine (Raine, Trockensäume) über kurze Distanz überbrückt werden. Ausbreitung erfordert geeignete Trittsteinhabitats, wie sie die historische Kulturlandschaft bot, in der die einzelnen Rasenflächen über Schaftriften miteinander vernetzt waren (LANGE & WENZEL 2005). Ein Mindestmaß an Landschaftsstrukturen, die Dispersionsflüge der Falter ermöglichen, kann bei kleinen Teilflächen für den langfristigen Erhalt des Vorkommens erforderlich sein („essenzielle Flugkorridore“, vgl. SETTELE et al. 2005 in RUNGE et al. 2010).
- Zur Nahrungsaufnahme werden auch benachbarte blütenreiche Vegetationseinheiten mit mesophilem Charakter (Staudenfluren / Säume, Böschungen in Weinbergen, Weg- und Waldränder) sowie Rotkleeäcker und Bestände der Saatesparsette (*Onobrychis viciifolia*) oder der Großen Braunelle (*Prunella grandiflora*) aufgesucht (EBERT & RENNWALD 1991, LANGE & WENZEL 2007, SCHULTE et al. 2007).

Sonstige Hinweise:

- Die Ameisenbläulings-Schlupfwespe (*Neotypus melanocephalus*) parasitiert die Art und ist Teil des Nahrungsnetzes. Habitate der Ameisenbläulinge mit Vorkommen der Ameisenbläulings-Schlupfwespe kennzeichnen nach SORG et al. (2008) die „vollständigere – in diesem Sinne natürlichere“ Ausprägung des Nahrungsnetzes und belegen besonders „hochwertige“ Habitate. Parasitierte Raupen erkennt man an ihrer deutlich dunkleren Farbe. Die Parasitierungsrate kann unter Umständen sehr hoch sein (It. SCHULTE et al. 2007 liegt sie in der Pfalz bei *M. nausithous* z.B. bei bis zu 80%) und zu erheblichen Bestandsschwankungen beitragen.
- Für RLP liegt ein Artenschutzprojekt Quendel-Ameisenbläuling vor (<https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/insekten/schwarzgefleckter-ameisenblaueuling/> Abruf 24.01.2018)

⁴⁶ <http://www.ffh-anhang4.bfn.de/gefaehrdung-q-ameisenblaueuling.html> Abruf 30.03.2016.

Maßnahmen

1. Wiederaufnahme geeigneter Nutzung/Pflege auf verbrachten Magerrasen durch extensive Beweidung (O1.2.3 bzw. Mahd (O1.2.4))

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Wiederaufnahme von geeigneter Nutzung (Beweidung) werden verbrachende Magerrasen-Standorte (Trocken- und Halbtrockenrasen, Sandtrockenrasen) dauerhaft offen gehalten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat und ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja nein

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sichergestellt (vgl. Einführung zum Leitfaden).
- Die Magerrasen-Standortqualität ist (noch) vorhanden. (Potenziell geeignet sind zum Beispiel erst vor kurzem aufgeforstete Wälder auf ehemaligen Magerrasen-Standorten sowie Grünlandstandorte, die vor nicht allzu langer Zeit in intensive Nutzung überführt wurden). Es gibt Restbestände von Arznei-Thymian oder Gewöhnlichem Dost und mit diesen überlappende Vorkommen der Wirtsameisen.
- Die Maßnahmenfläche liegt in unmittelbarer Nachbarschaft der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungsstätte, so dass spontane Besiedlung möglich ist.
- Alle essentiellen Teilhabitate (s.o.) zum Erhalt der ansässigen Metapopulation müssen erreicht werden können. Als Maximalentfernung werden für die Art bis 2.400 m angegeben (s.o. räumliche Aspekte).
- Zwischen besiedelten Habitaten und Maßnahmenfläche sind keine relevanten Barrieren wie Wald, Siedlungen oder regelmäßig genutzte Wege⁴⁷ / Straßen vorhanden.
- Zur Vermeidung von Stoffeinträgen sind Abstandsflächen/Übergangsbereiche zu konventionell bewirtschafteten Flächen mit entsprechendem Dünger- und Pestizideinsatz einzurichten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung mindestens im Verhältnis 1:1 ausgleichen (Größe und Qualität). Für einen stabilen Bestand der Art muss die Gesamthabitatgröße (ggf. unter Einbezug vorhandener geeigneter Bestände) mind. 1 ha betragen (s.o. unter Abgrenzung der Lokalpopulation).
- Ausgedehnte Gebüsche sollen zu Beginn der Maßnahme entfernt / aufgelockert werden. Im Regelfall Entbuschung per Hand, da ansonsten die Gefahr der Beeinträchtigung von Wirtsameisen besteht.
- Nutzung idealerweise (BfN 2014) durch extensive Schaf- und / oder Ziegenbeweidung:
 - Traditionelle, extensive Bewirtschaftung im Sinne einer Hütehaltung wirkt sich auf Trockenrasen-Standorten förderlich auf die bevorzugten Vegetationsstrukturen und damit auch auf die Bestände der Wirtsameisen des Quendel-Ameisenbläulings aus: Schafe halten einerseits die Vegetation kurz, entziehen dem Boden Nährstoffe und fördern damit den Wuchs von Arznei-Thymian, andererseits meiden sie die Pflanze beim Fraß aufgrund ihrer Inhaltsstoffe. Ziegen verbeißen aufkommende Gehölze effektiver als Schafe. Bei Hütehaltung sind keine relevanten Trittschäden der Ameisennester im Boden zu erwarten (SETTELE et al. 1999, GRUPP 2009). Intensität der Weideführung, Anlage von Mittagspferch und Auswahl der Nachtkoppelung erfolgen nach Einzelfall-Abschätzung.

⁴⁷ Gräben wenig befahrener Straßen werden von Phengaris-Arten (Syn. *Maculinea*) in den Niederlanden als Habitate besetzt und durch extensive Pflege als Dispersionskorridore offen gehalten. Es liegen mehrjährige Beobachtungen dazu vor (siehe Studie WYNHOFF et al. 2011).

- Wenn Hütelhaltung aufgrund von wirtschaftlichen Strukturen nicht durchführbar ist, kann auch Koppelhaltung mit mobilen Elektrozäunen und wechselnden intensiv und extensiv beweideten Bereichen innerhalb der Fläche erfolgen (PAULER et al. 1995 zitiert in LANGE & WENZEL 2005). Nach SETTELE et al (1999: 228) kann eine Dauerbeweidung mit abwechselnd intensiv und extensiv genutzten Bereichen im Einzelfall zielführender sein als eine einheitlich extensive Beweidung. Mittagsruhe und Nachtpferch sollten so eingerichtet werden, dass die Tiere nicht im Bereich der Faltervorkommen lagern (aufgrund der Nährstoffanreicherung durch verstärktes Abkoten erfolgt ein verstärktes Pflanzenwachstum und klein-klimatische Veränderungen). Alternativ zur Schafbeweidung ist eine schwache Rinderbeweidung möglich (BfN 2014).
- Alternativ (nachrangig), sofern eine extensive Beweidung nicht möglich ist, Durchführung von Mahd.
 - Zeitlich versetzte Mahd von Teilabschnitten der Fläche. Wenigstens Teilbereiche sollen über Streifenmahd ungenutzt bleiben (GRÜNFELDER & CASPARI 2008: 106). Zur Förderung der Strukturvielfalt kann mit verschiedenen hohen Niveaus des Balkenmähers gearbeitet werden.
 - Mahd außerhalb des Zeitraumes von Anfang Juni bis Ende Juli / Mitte August, um den Aufwuchs von Thymian und die überirdische Entwicklung der Larven zu ermöglichen. Stellt der Gemeine Dost die Raupenfutterpflanze dar, ist soll die Mahd erst ab September stattfinden, da der Dost sonst aus dem Bestand verschwindet (BfN 2014).
 - Abgemähtes Pflanzenmaterial wird nicht gemulcht, sondern nach 3-5 Tagen abgeräumt, um den Magerrasencharakter zu fördern. Keine Lager von Heuballen oder Mist auf der Fläche.
 - Ggf. sind zusätzliche Bodenverwundungen herbei zu führen
- Bei Bedarf können die Bestände von Thymian und Dost durch punktuelle Einsaat mit vor Ort gewonnenem Saatgut gestärkt werden (keine flächige Einsaat).
- Nach ROSLEFF-SÖRENSEN et al. (2008: 24 ff.) sind bei der Maßnahmenkonzeption die unterschiedlichen klimatischen Lebensraumsprüche je nach Verbreitungsgebiet zu berücksichtigen:
 - Für die Prümer Kalkmulde (kälteres Klima, für die Ameise erforderliche Wärmesumme nur in kurzrasigen Beständen erreichbar) wird eine Förderung von kurzrasigen, thymianreichen Kalkmagerrasen empfohlen, die in Teilbereichen Säume mit Dost enthalten, 2-3x pro Jahr von Schafen beweidet und gelegentlich nachentbuscht werden. Günstig ist Wanderschafhaltung oder Haltung mit mobilen Zäunen.
 - Für die Südeifel (wärmeres Klima, für die Ameise erforderliche Wärmesumme auch in Säumen erreichbar) werden etwas höherwüchsige Bestände empfohlen, die 1-2x pro Jahr von Schafen beweidet und gelegentlich auf Teilflächen nachentbuscht werden. Dabei sollen an heißen Südhängen und Übergängen zu Gehölzen auch Säume erhalten bleiben, die alle 2-3 Jahre in die Beweidung einbezogen oder gemäht werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja nein

- Die Flächen müssen dauerhaft beweidet bzw. bewirtschaftet werden. Ab Anfang Juni bis Ende der Flugzeit möglichst kein Weidegang bzw. Aussparung von Teilbereichen, um das Nektarangebot nicht zu beeinträchtigen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Es ist davon auszugehen, dass sich die Thymianbestände und die lokalen Vorkommen der Wirtsameise durch extensive Beweidung unter günstigen Bedingungen innerhalb von 2 - 3 Jahren regeneriert haben (vgl. RUNGE et al. 2010; eigene Einschätzung). Zusätzlich kann lt. RUNGE et al. (2010) von ein bis zwei weiteren Jahren für eine spontane Besiedlung durch den Quendel-Ameisenbläuling ausgegangen werden (Angaben auf der Basis von Monitoring-Untersuchungen fehlen in der Literatur). Eine kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von 5 Jahren ist somit unter Einhaltung günstiger Rahmenbedingungen möglich.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind (im Einzelfall) kurzfristig entwickelbar.
- Die Maßnahme wird z.B. in SETTELE et al. (1999), GRUPP (2009) und im BfN-Internethandbuch empfohlen sowie regional bei ROSLEFF-SÖRENSEN et al. (2008).
- Da die Entstehung der Lebensräume vieler Tagfalterarten eng mit traditionellen Landwirtschaftsformen verknüpft ist, liegt eine Pflegemaßnahme mit Weidetieren nahe (SETTELE et al. 1999: 117). Mittel- bis langfristig kann der Quendel-Ameisenbläuling ohne die „Störung“ durch Beweidung nur auf Sonderstandorten überleben (LEOPOLD 2005: 21). Im Umkehrschluss ergibt sich eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass die dauerhafte Schaf-/Ziegenbeweidung Ausgleichsflächen mit Magerrasenqualität in ausreichendem Maße aufwerten kann.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen in publizierter Form nicht vor, jedoch auch keine widersprüchlichen Hinweise hinsichtlich der Wirksamkeit als artspezifische Maßnahme.
- Die Prognosesicherheit wird aufgrund von Kenntnislücken bei den artspezifischen Ansprüchen und wegen der komplexen Lebensweise der Art als mittel eingestuft (entspricht der Einstufung in RUNGE et al. 2010: A 227).

Risikomanagement:

Notwendigkeit und Ausgestaltung des Risikomanagements sind im Einzelfall gutachterlich festzulegen.

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	<input checked="" type="checkbox"/>	mittelfristig	<input type="checkbox"/>	langfristig	<input type="checkbox"/>
Belege / Plausibilität	hoch	<input type="checkbox"/>	mittel	<input checked="" type="checkbox"/>	gering	<input type="checkbox"/>

Fazit Eignung: mittel (unter Einhaltung günstiger Rahmenbedingungen), nach Einzelfallprüfung als CEF-Maßnahme geeignet.

Fazit: Für den Quendel-Ameisenbläuling stehen kurzfristig wirksame Maßnahmen zur Optimierung von Habitaten zu Verfügung. Da die Wirksamkeit stark von den ortsspezifischen Verhältnissen abhängt, ist die Eignung als CEF-Massnahme im Einzelfall eingeschränkt. Um die ökologische Funktion betroffener Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu bewahren, sollte ein möglichst strukturreiches Nutzungsmosaik von Larval- und Nektarhabitaten im Biotopverbund gefördert werden.

Angaben zur **Priorität:** Die Offenhaltung von Magerrasenstandorten erfolgt in erster Linie durch extensive Beweidung.

Quellen:

Barnett, L. & M. Warren (1995): Species Action Plan. Large Blue *Maculinea arion*. Butterfly Conservation & JCCLB (Joint Committee for the Reestablishment of the Large Blue Butterfly. Wareham (Dorset, UK) (www.butterfly-conservation.org)

BfN, Bundesamt für Naturschutz (2014): Internethandbuch zu den Arten der FFH-Richtlinie Anhang IV.

<http://ffh-anhang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/schmetterlinge/quendel-ameisenblaueuling-maculinea-arion/erhaltungsmassnahmen.html>. Stand der Seite: 14.10.2014. Abruf 01.08.2018.

Ebert, G. & E. Rennwald (1991): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. Stuttgart.

Grünfelder, C. & Caspari, S. (2008): Der Thymian-Ameisenbläuling, *Maculinea arion* (LINNAEUS, 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae), im Saarland - Verbreitung, Autökologie, Gefährdung und Schutz. Abhandlungen der Delattinia 34. S.97-110.

Grupp, Regina (2009): Voraussetzungen für das syntope Vorkommen des Bläulings *Maculinea arion* und seiner Wirtsameise *Myrmica sabuleti*. Fallstudie gefährdeter Biodiversität auf Halbtrockenrasen der Schwäbischen Alb. Dissertation.

Lange & Wenzel (2007): Artensteckbrief. Thymian-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche arion*). Hessen-Forst, 8 S.

Lange & Wenzel (2005): Artgutachten 2003. Schmetterlinge der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie in Hessen *Glaucopsyche (Maculinea) arion* (LINNAEUS 1758), Thymian-Ameisenbläuling, Schwarzfleckiger Ameisenbläuling. Hessen-Forst.

Leopold, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), Werkvertrag i.A. des Bfn, Bonn.

Leopold, P. & Fartmann, T. (2005): Schmetterlinge (Lepidoptera). Naturschutz und Biologische Vielfalt 20. Bundesamt für Naturschutz (BfN), S.165-216

Leopold, P. (Leitung des Projektes) (2005): Erfassung und Bewertung der Vorkommen des Thymian-Ameisenbläulings (*Maculinea arion*) im oberen Ahrtal (Kalkeifel). NABU- Arbeitskreis Tagfalter-Monitoring NRW, Werkvertrag i.A. des Landesamts für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, NRW.

- LfU / Bayerisches Landesamt für Umwelt (2014): Arteninformationen: Quendel-Ameisenbläuling (*Maculinea arion*) <http://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/steckbrief/zeige/136314> 16.10.2015.
- NLWKN / Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2011): Vollzugshinweise zum Schutz von Wirbellosenarten in Niedersachsen: Wirbellosenarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Schwarzfleckiger Ameisenbläuling / Quendel-Ameisenbläuling (*Maculinea arion*): 275-281.
- Pauler, R.; Kaule, G.; Verhaagh, M.; Settele, J. (1995): Untersuchungen zur Autökologie des Schwarzgefleckten Ameisenbläulings, *Maculinea arion* (LINNAEUS 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae), in Südwestdeutschland. Nachr. entomol. Ver. Apollo N.F. 16(2/3):147-186.
- Pauler-Fürste, R.; Kaule, G.; Settele, J. (1996): Aspects of the population vulnerability of the Large Blue Butterfly *Glaucopsyche (Maculinea) arion* in South-West Germany. in: Settele, J.; Margueles, C.; Poschold, P.; Henle, K. (Eds.) (1996). Species survival in fragmented landscapes. Kluwer. Dordrecht: 275-281.
- Rosleff-Sörensen, E.; Schorr, M.; Jacob, B. (2008): Artenschutzprojekt *Maculinea arion* (Schwarzgefleckter Ameisenbläuling). Im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz, vertreten durch das Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, dieses vertreten durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht. https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/Artenschutzprojekte/Schwarzgefleckter_Ameisenblaueuling/Bericht_Schwarzgefleckter_Ameisenblaueuling.pdf, Abruf 24.01.2018.37 S.
- Runge, H., Simon, M. & T. Wittig (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Hannover, Marburg.
- Schulte, T., Eller, O., Niehuis, M. & E. Rennwald (2007): Die Tagfalter der Pfalz (1). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz (36). Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz. e.V. (GNOR).
- Settele, J., Henle, K. & C. Bender (1996a): Metapopulationen und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern u. Reptilien. Zeitschrift für Ökologie u. Naturschutz 5: 187-206.
- Settele, J.; Margueles, C.; Poschold, P.; Henle, K. (Eds.) (1996b). Species survival in fragmented landscapes. Kluwer. Dordrecht.
- Settele, J., Feldmann, R. & R. Reinhardt (1999): Die Tagfalter Deutschlands. Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschütze. Stuttgart.
- Sorg, M.; Schwan, H.; Stenmans, W. (2008): Die Schlupfwespe *Neotypus melanocephalus* (Gmelin, 1790) in Nordrhein-Westfalen und das Monitoring der Ameisenbläulinge (*Phengaris* spp.). Mitteilungen aus dem Entomologischen Verein Krefeld Vol. 1: 1-5.

Leitfaden CEF-Maßnahmen

Anlage

Auf beiliegender CD:

- Gesamttext inkl. Anlage 1-3
- Anlage 4
- Anlage 3 als Excel-Tabelle

Bilder Rückseite:

- Mehlinger Heide (2004) - Foto: Lothar Mansfeld, LBM Rheinland-Pfalz
- Wasserbüffel (Bubalus spec.) im Blümelsbachtal (2012)
Foto: Helmut Schneider, LBM Rheinland-Pfalz
- Grünbrücke A1 BW 14 Wittlich (2013) Foto: LBM Trier, Dasbachstr. 15c, 54292 Trier

Druck

Görres-Druckerei und Verlag GmbH, Neuwied

Gesamtredaktion:

Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz
Geschäftsbereich Planung / Bau
Fachgruppe II Umwelt / Landespflege
Friedrich-Ebert-Ring 14-20
56068 Koblenz



LBM

**LANDESBETRIEB
MOBILITÄT
RHEINLAND-PFALZ**

Landesbetrieb Mobilität
Rheinland-Pfalz
Geschäftsbereich Planung / Bau
Fachgruppe II Umwelt /
Landespflege

Friedrich-Ebert-Ring 14-20
56068 Koblenz
Tel.: 0261/3029-0
lbm@lbp.rlp.de
www.lbm.rlp.de

