

Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben

Umweltforschungsplan 2007 - Forschungskennziffer 3507 82 080

Endbericht



Hannover/Marburg Juni 2010

Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben

Umweltforschungsplan 2007 - Forschungskennziffer 3507 82 080

Endbericht

FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundes-
ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag
des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 3507 82 080

Bearbeitung

Planungsgruppe Umwelt

Stiftstr. 12, 30161 Hannover
Tel: (0511) 51 94 97 80 (Fax: -83)
E-Mail: h.runge@planungsgruppe-umwelt.de

Dipl.-Ing. Holger Runge

Simon & Widdig GbR Büro für Landschaftsökologie

Luise-Berthold-Str. 24, 35037 Marburg
Tel. 06421-350550
E-Mail: matthias.simon@simon-widdig.de

Dipl.-Biol. Matthias Simon
Dipl.-Biol. Thomas Widdig

Unter Mitarbeit von Dohm, P.,
Köstermeyer, H., Smit-Viergutz,
J., Szeder, K.

Rechtsanwalt MR Prof. Dr. Hans Walter Louis LL.M.

Stüde, Sassenburgstr. 11, 38524 Sassenburg
Tel.: 05379/981232
E-Mail: hans-walter.louis@gmx.de

Prof. Dr. Hans Walter Louis

Unter weiterer Mitarbeit von:

Prof. Dr. Reich, M. (Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover),
Bernotat, D. u. Mayer, F. (Bundesamt für Naturschutz)

Zitiervorschlag:

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.

Der Bericht gibt die Auffassung und Meinung der Auftragnehmer wieder und muss nicht mit der Meinung des Auftraggebers übereinstimmen.

Bildnachweis: (Titelbilder) Simon & Widdig GbR

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Definitionen relevanter Fachaspekte	4
2.1	Beschädigungs- und Zerstörungsverbote für Fortpflanzungs- oder Ruhestätten (§ 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG).....	5
2.1.1	Räumliche Abgrenzung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten	5
2.1.2	Zeitliche und räumliche Konstanz der Fortpflanzungs- und Ruhestätten.....	10
2.1.3	Entnehmen, beschädigen oder zerstören von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten	12
2.2	Erhalt der ökologischen Funktion der von einem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang	15
2.3	Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 in Verbindung mit § 44 Abs. 5 BNatSchG	19
2.4	Störungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG	22
2.5	Zu berücksichtigendes Artenspektrum	25
2.5.1	Handlungsempfehlungen.....	27
2.6	Ausnahmevoraussetzungen	29
2.6.1	Zumutbare Alternative	30
2.6.2	Rechtfertigungsgründe	31
2.6.3	Erhaltungszustand der Populationen der betroffenen Art	32
3	Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen	35
3.1	Anforderungen an die Funktionserfüllung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen	36
3.2	Anforderungen an die Dimensionierung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen	38
3.3	Räumliche Aspekte bei der Entwicklung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen	39
3.4	Anforderungen an den Zeitpunkt der Wirksamkeit der Maßnahmen.....	41
3.4.1	Wiederherzustellende Habitatstrukturen	43
3.4.2	Ausbreitungsfähigkeit der Arten	46
3.5	Anforderungen an die Wirksamkeit der zu ergreifenden Maßnahmen	46
3.6	Risikomanagement	49
3.7	Sonstige Anforderungen an Maßnahmen und Maßnahmenkategorien	50
3.7.1	Neuschaffung bzw. Entwicklung natürlicher und naturnaher Habitate	51
3.7.2	Maßnahmen der Habitatverbesserung	51
3.7.3	Schaffung künstlicher Habitatelemente.....	52
3.7.4	Ergänzende Maßnahmen	52

4	Rechtliche und methodische Abgrenzung der aus dem Artenschutzrecht resultierenden Anforderungen und Maßnahmen von anderen Pflanznormen	54
4.1	Zielsetzung und Rechtsfolgen der Instrumente	55
4.1.1	Eingriffsregelung.....	55
4.1.2	Artenschutz.....	55
4.1.3	FFH-Verträglichkeitsprüfung.....	56
4.1.4	Gebietsmanagement für Natura 2000-Gebiete	57
4.2	Bezugsgegenstand der Instrumente	59
4.3	Vermeidungsmaßnahmen / Maßnahmen zur Schadensbegrenzung.....	61
4.4	Kompensatorische Maßnahmen	62
4.4.1	Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Bewahrung der ökologischen Funktionalität	62
4.4.2	Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustandes der Population.....	64
4.4.3	Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen der Eingriffsregelung.....	65
4.4.4	Maßnahmen zur Kohärenzsicherung	67
4.5	Zusammenfassende Betrachtung der Maßnahmentypen	68
5	Artspezifische Konkretisierung der Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen	74
5.1	Zusammenfassende Auswertung der Steckbriefe zu den einzelnen Arten	79
6	Zusammenfassung	80
7	Abstract	87
	Literaturverzeichnis	94

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Einschätzung der Eignung von Maßnahmen als „vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen“ (CEF-Maßnahmen) unter dem Aspekt der Entwicklungsdauer	42
Tab. 2:	Übersicht verschiedener Maßnahmentypen	70
Tab. 3:	Liste der repräsentativ bearbeiteten Arten	74
Tab. 4:	Teilnehmer des Workshops am 13.11.2008 in Hannover	75
Tab. 5:	Bewertungsrahmen der Eignung von Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme	76
Tab. 6:	Übersicht der Maßnahmen-Eignung	78
Tab. 7:	Übersicht geprüfter Arten und Maßnahmen	85
Tab. 8:	Overview of the species and measures examined	92

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Stufenmodell (aus: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2007: 8)	44
Abb. 2:	Bezugsgegenstände der verschiedenen Instrumente und Maßnahmen	60
Abb. 3:	Schematische Darstellung der zeitlichen Entwicklung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts in Abhängigkeit von den Maßnahmentypen	63

Anhang

Steckbriefe repräsentativer Arten hinsichtlich der Eignung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen

1 Einleitung

Schwerpunkt des F+E-Vorhabens ist die Ermittlung der fachlichen Rahmenbedingungen, welche für die Durchführung und Wirksamkeit vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen entscheidend sind.

Ausgangspunkt hierfür ist eine seit Februar 2007 vorliegende Interpretationshilfe der EU-KOMMISSION (2007b) zur Umsetzung der Anforderungen der Artikel 12, 13 und 16 der FFH-RL (Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC, Final Version, Februar 2007) sowie die verabschiedete BNatSchG-Novelle vom 12.12.07.

Das o. g. „Guidance document“ sieht die Möglichkeit vor, sogenannte CEF-Maßnahmen (measures that ensure the continued ecological functionality) bei der Beurteilung der Verbotstatbestände der Artikel 12 und 13 FFH-RL zu berücksichtigen. Danach können weitergehende konfliktmindernde und funktionserhaltende Maßnahmen, welche die kontinuierliche Funktionsfähigkeit einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte gewährleisten, dazu beitragen, dass die Verbotstatbestände der Artikel 12 und 13 FFH-RL nicht eintreten und entsprechend keine Befreiung nach Artikel 16 FFH-RL erforderlich ist.

„Maßnahmen, die im Falle von Projekten / Tätigkeiten mit möglichen Auswirkungen auf Fortpflanzungs- und Ruhestätten zur Sicherung der kontinuierlichen ökologischen Funktionalität dieser Stätten dienen, müssen den Charakter von schadensbegrenzenden Maßnahmen haben (d. h. auf eine Minimierung, wenn nicht gar die Beseitigung der negativen Auswirkungen abzielen). Sie können aber auch Maßnahmen einbeziehen, die aktiv zur Verbesserung oder Erweiterung einer bestimmten Fortpflanzungs- oder Ruhestätte beitragen, so dass es zu keinem Zeitpunkt zu einer Reduzierung oder einem Verlust der ökologischen Funktionalität dieser Stätte kommt. Solange diese Bedingung erfüllt ist und die entsprechenden Vorgänge von den zuständigen Behörden kontrolliert und überwacht werden, braucht nicht auf Artikel 16 zurückgegriffen werden (EU-KOMMISSION 2007b: 55).

Die vorstehend zitierten Interpretationshinweise der EU-Kommission haben auch Eingang gefunden in die aufgrund eines Urteils des Europäischen Gerichtshofs (Rechtssache C-98/03) erforderliche Novellierung des BNatSchG. Das am 12.12.07 verabschiedete Gesetz dient der Anpassung des deutschen Artenschutzes an die europäischen Bestimmungen und soll dabei zugleich bestehende und von der Europäischen Kommission anerkannte Spielräume bei der Auslegung der artenschutzrechtlichen Vorschriften der FFH-Richtlinie nutzen und rechtlich absichern, um für die Betroffenen akzeptable und im Vollzug praktikable Ergebnisse bei der Anwendung der Verbotsbestimmungen zu erzielen. In die letzte Novellierung des BNatSchG vom 29.07.2009 wurden diese artenschutzrechtlichen Vorschriften inhaltlich unverändert übernommen (vgl. Gesetz zur Neuordnung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege, 29.07.2009 BGBl. I Nr. 51/2009: 2542). So liegt entsprechend § 44 Abs. 5 BNatSchG ein Verstoß gegen die artenschutzrechtlichen Verbote nicht vor, wenn die ökologische Funktion der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt werden kann. Soweit erforderlich, können zu diesem Zweck auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen festgesetzt werden.

Die fachliche Betreuung des FuE-Vorhabens wurde beim Bundesamt für Naturschutz, Außenstelle Leipzig, durch **Florian Mayer**, **Dirk Bernotat** sowie **Matthias Herbert** wahrgenommen.

Das Vorhaben wurde ferner durch einen **Beirat** begleitet, am dem die folgenden Personen mitgewirkt haben:

Adams, Gerhard	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit, Bonn
Binot-Hafke, Margret	Bundesamt für Naturschutz, FG II 1.1, Bonn
Böttcher, Marita	Bundesamt für Naturschutz, FG II 4.2, Außenstelle Leipzig
Breuer, Wilhelm	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Hannover
Ellwanger, Götz	Bundesamt für Naturschutz, FG II 2.2, Bonn
Gerhard, Michael	Landesbüro der Naturschutzverbände NRW, Oberhausen
Herzberg, Harro	Niedersächsisches Landesamt für Straßenbau u. Verkehr, Hannover
Hövelmann, Thomas	Landesbüro der Naturschutzverbände NRW, Oberhausen
Imm, Carsten	Niedersächsisches Landesamt für Straßenbau u. Verkehr, Hannover
Kiel, Ernst-Friedrich	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, Düsseldorf
Kieß, Carolin	Bundesamt für Naturschutz, FG I 2.1, Bonn
Lüttmann, Jochen	FÖA Landschaftsplanung GmbH, Trier
Reck, Heinrich	Ökologie-Zentrum Universität Kiel
Roll, Eckhard	Eisenbahn-Bundesamt, Außenstelle Köln
Walter, Bertram	Eisenbahn-Bundesamt, Außenstelle Halle
Wehner-Heil, Andreas	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn
Werner, Elke	Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft Sachsen, Dresden
Werner, Matthias	Staatliche Vogelschutzwarte Hessen, Rheinland-Pfalz u. Saarland, Frankfurt a. M.

Für ihre Mitarbeit, die intensiven Diskussionen sowie ihre Anregungen, sei allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern der Beiratssitzungen an dieser Stelle ausdrücklich gedankt.

Der Bericht ist folgendermaßen aufgebaut:

- In **Kap. 2** werden die artenschutzrechtlichen Vorgaben des BNatSchG mit besonderem Blick auf die bei Verkehrsinfrastrukturvorhaben relevanten Verbots- und Ausnahmetatbestände behandelt und Hinweise zur fachlichen Interpretation und praxisorientierten Konkretisierung der rechtlichen Anforderungen gegeben.
- In **Kap. 3** werden eingehend die fachlichen und inhaltlichen Anforderungen an vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen erörtert, die erforderlich sind, um die ökologische Funktion der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte im räumlichen Zusammenhang weiterhin zu erfüllen.
- Das **Kap. 4** stellt die verschiedenen Maßnahmentypen des Artenschutzes, des Natura 2000-Gebietsschutzes sowie der Eingriffsregelung nebeneinander. Aufgezeigt werden die rechtlichen und inhaltlichen Unterschiede und Gemeinsamkeiten sowie die Möglichkeiten und Grenzen einer multifunktionalen Verwendung der verschiedenen Maßnahmentypen.
- In **Kap. 5** wird die methodische Herangehensweise zur artspezifischen Konkretisierung der Anforderungen an vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen aufgezeigt und eine Übersicht der exemplarisch betrachteten Arten und Maßnahmen dargestellt.
- Im **Anhang** werden für 30 ausgewählte Arten mögliche vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen dargestellt und hinsichtlich ihrer Eignung zur Erfüllung der artenschutzrechtlichen Anforderungen bewertet. Die Dokumentation erfolgt in Form von einheitlichen Artensteckbriefen.

2 Definitionen relevanter Fachaspekte

Den rechtlichen Hintergrund für die Planung „vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen“¹ bildet die im Dezember 2007 verabschiedete kleine Novelle des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG). Da dieses Gesetz eine Reihe unbestimmter Rechtsbegriffe enthält, sind als Ausgangsbasis für die Entwicklung von fachlichen Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zunächst die rechtlichen Rahmenbedingungen unter fachlichen Gesichtspunkten zu interpretieren. Zu diesem Zweck wurden Urteile des BVerwG sowie aktuelle Publikationen zum Thema Artenschutz ausgewertet (u.a. EU-KOMMISSION 2007b, LANA 2006, KIEL 2007a, b, c, GELLERMANN & SCHREIBER 2007, TRAUTNER 2008, SOBOTTA 2007, OBERSTE BAUBEHÖRDE IM BAYER. STMI (2007), FROELICH & SPORBECK 2007, 2008, LBV-SH 2009, RUBIN 2007).

Eine zentrale Regelung für die Umsetzung der artenschutzrechtlichen Anforderungen bei Infrastrukturvorhaben und die Anwendbarkeit von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen stellt § 44 Abs. 5 BNatSchG² dar. „Für nach § 15 zulässige Eingriffe in Natur und Landschaft sowie für Vorhaben im Sinne des § 18 Abs. 2 Satz 1, gelten die Zugriffs-, Besitz- und Vermarktungsverbote nach Maßgabe von Satz 2 bis 5. Sind in Anhang IVa der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführte Tierarten, europäische Vogelarten oder Arten betroffen, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 Nummer 2 aufgeführt sind, liegt ein Verstoß gegen das Verbot des Absatzes 1 Nr. 3 und im Hinblick auf damit verbundene unvermeidbare Beeinträchtigungen wild lebender Tiere auch gegen das Verbot des Absatzes 1 Nr. 1 nicht vor, soweit die ökologische Funktion der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt wird. Soweit erforderlich, können auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen festgesetzt werden. Für Standorte wild lebender Pflanzen der in Anhang IVb der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführten Arten gelten die Sätze 2 und 3 entsprechend. Sind andere besonders geschützte Arten betroffen, liegt bei Handlungen zur Durchführung eines Eingriffs oder Vorhabens ein Verstoß gegen die Zugriffs-, Besitz- und Vermarktungsverbote nicht vor“ (§ 44 Abs. 5 BNatSchG). Im Zusammenhang mit dieser Regelung sind insbesondere folgende Begriffe inhaltlich auszufüllen:

- Fortpflanzungs- und Ruhestätten
- Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung
- ökologische Funktion
- im räumlichen Zusammenhang

¹ Der gesetzlich eingeführte Begriff der „vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen“ wird weitgehend synonym zu den sogenannten „CEF-Maßnahmen“ (Measures to ensure the continuous ecological functionality of breeding sites and resting places) verwendet, wie er im Guidance Document der EU-Kommission definiert wurde (vgl. EU-KOMMISSION 2007b: 53 ff.).

² Mit Inkrafttreten des neuen BNatSchG verändert sich die Zuordnung der Paragraphen. Die Regelungen des § 42 sind zukünftig unter § 44 aufgeführt, die Ausnahmetatbestände des § 43 Abs. 8 unter § 45 Abs. 7 (vgl. Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege, vom 29.07.2009 BGBl. I Nr. 51/2009 S. 2542). Inhaltlich ergeben sich für den Artenschutz keine wesentlichen Veränderungen gegenüber der alten Fassung. Einzige Ausnahme ist die zusätzlich eröffnete Möglichkeit, in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG weitere Arten zu benennen, für die bei Handlungen zur Durchführung eines Eingriffes die artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände zu überprüfen sind.

Im Weiteren ist zu klären, inwieweit vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen auch im Zusammenhang mit dem Tötungs- und dem Störungsverbot von Bedeutung sind und welches Artenspektrum bei Infrastrukturvorhaben zu berücksichtigen ist.

2.1 Beschädigungs- und Zerstörungsverbote für Fortpflanzungs- oder Ruhestätten (§ 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG)

Verbot Fortpflanzungs- oder Ruhestätten der wild lebenden Tiere der besonders geschützten Arten aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören (§ 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG).

2.1.1 Räumliche Abgrenzung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten

Der Begriff der Fortpflanzungs- und Ruhestätten ist weder im BNatSchG noch in der FFH-Richtlinie eindeutig definiert und daher fachlich zu interpretieren.

Gemäß den Interpretationsvorschlägen der EU-Kommission sind **Fortpflanzungsstätten** als die Gebiete zu definieren, die für die Paarung und Niederkunft erforderlich sind und decken auch die Umgebung der Nester oder die Orte der Niederkunft ab, wenn diese für die Nachwuchspflege benötigt werden. Für einige Arten kann eine Fortpflanzungsstätte auch Verbundstrukturen umfassen, die für die Abgrenzung ihres Reviers und ihre Verteidigung erforderlich sind (EU-KOMMISSION 2007b: 46f.).

Die Fortpflanzungsstätte kann nach Auffassung der EU-Kommission alle Bereiche umfassen, welche erforderlich sind:

- für die Balz;
- für die Paarung;
- für den Nestbau oder die Wahl des Ortes der Eiablage oder der Niederkunft;
- als Ort der Niederkunft, Eiablage oder Produktion von Nachkommen im Falle der ungeschlechtlichen Fortpflanzung;
- als Ort der Eientwicklung und des Schlüpfens;
- als Nest oder Ort der Niederkunft, wenn sie für die Nachwuchspflege benötigt werden.

Ruhestätten definiert die EU-Kommission als Gebiete, „die für das Überleben eines Tieres oder einer Gruppe von Tieren während der nicht aktiven Phase erforderlich sind. Für sessile Arten wird die Ruhestätte als der Ort definiert, an dem sie sich festsetzen. Ruhestätten umfassen die von den Tieren als Rastplatz geschaffenen Strukturen“ (EU-KOMMISSION 2007b: 47).

Für das Überleben wichtige Ruhestätten können gemäß der EU-KOMMISSION (2007b: 47) eine oder mehrere Strukturen oder Habitatelemente umfassen, die erforderlich sind:

- „für die Wärmeregulierung, z. B. bei *Lacerta agilis* (Zauneidechse);
- für die Rast, den Schlaf oder die Erholung, z. B. die Quartiere von *Nyctalus leisleri* (Kleiner Abendsegler);
- als Versteck, zum Schutz oder als Unterschlupf, z. B. die Wohnröhren von *Macrothele calpeiana* (Vogelspinne);
- für die Überwinterung, z. B. Schlafquartiere von Fledermäusen; Schlafnester der Haselmaus *Muscardinus avellana*“.

Grundsätzlich kann hinsichtlich der Auslegung des Begriffs der Fortpflanzungs- und Ruhestätte zwischen zwei Ansätzen unterschieden werden:

1. Einer engeren, auf kleinräumig abgegrenzte Einzelelemente (Stätten) bezogenen Betrachtungsweise und
2. einer weiteren, die Funktionsfähigkeit von Fortpflanzungs- und Ruhestätten in den Vordergrund stellenden Interpretation.

Engere Interpretation

Bezogen auf die vor Dezember 2007 gültige Gesetzeslage neigten die Gerichte zu einer engen Auslegung im Hinblick darauf, welche Bereiche einer „geschützten Stätte“ zuzuordnen sind:

- Geschützte „Stätten“ im Sinne des § 42 Abs. 1 Nr. 1 und 3 BNatSchG (alt) sind weder allgemein Lebensräume noch sämtliche Lebensstätten, insbesondere nicht Nahrungs- und Jagdhabitats sondern nur die ausdrücklich genannten Stätten (BVerwG, 11. Januar 2001, 4 C 6.00: RN 20).
- Verbindungswege zwischen Nist-, Brut-, Wohn- oder Zufluchtstätten sind nicht Bestandteil dieser Stätten. Der räumlich-funktionale Zusammenhang der geschützten Stätten ist nicht durch § 42 BNatSchG erfasst, sondern nur der räumlich eng begrenzte Bereich, in dem die Tiere sich zumindest eine gewisse Zeit ohne größere Fortbewegung aufhalten (BVerwG, 8. März 2007, 9 B 19.06: RN 8).

Dieser eher engeren Interpretation von Fortpflanzungs- und Ruhestätten schließen sich vor dem Hintergrund der alten Rechtslage auch GELLERMANN & SCHREIBER (2007) an und setzen sich kritisch mit dem Vorschlag der EU-Kommission auseinander, wonach nicht nur der vom Eremiten genutzte Einzelbaum, sondern der gesamte Waldbereich zu schützen ist, in dem Bäume in einem den Anforderungen des Käfers entsprechenden Zerfallstadium vorhanden sind (vgl. EU-KOMMISSION 2007b: 50). GELLERMANN & SCHREIBER sehen hierin bezogen auf die EU-rechtlichen Anforderungen eine Vermischung von habitat-schutzbezogenen Regelungen (Art. 4 und 6 FFH-RL) und artenschutzrechtlichen Bestimmungen, welche dem differenzierten Regelungsgefüge der FFH-RL nicht gerecht werden. Die rechtliche Sicherung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten des Eremiten könne daher nur die von der Käferart genutzten Einzelbäume umfassen, während der Schutz der Eichenwälder mit vom Eremiten besiedelten bzw. besiedelbaren Bäumen dem

Habitatschutzrecht vorbehalten bleibt. Kritisch betrachten die Autoren auch die Subsummierung von Stätten für die Partnersuche oder Paarung unter die Fortpflanzungsstätten (so vorgeschlagen in EU-KOMMISSION 2007b: 47). Hierin werden einerseits eine Überforderung des Wortlauts des Art. 12 Abs. 1 lit. d FFH-RL und andererseits Unstimmigkeiten zur Vogelschutzrichtlinie gesehen, welche eben nur das Nest bzw. den Brutplatz, nicht aber Balz- oder Paarungsplätze sichert (vgl. GELLERMANN & SCHREIBER 2007: 43 ff.).

Weitere Interpretation

Als Argument für eine weiter gefasste Definition von Fortpflanzungs- und Ruhestätten wird insbesondere auf eine funktionale Betrachtungsweise abgestellt, welche einen ganzheitlich-vorsorgenden und folglich ökologischeren Schutzansatz ermöglicht, der zugleich einen flexibleren Umgang mit Eingriffen erlaubt (vgl. RUBIN 2007).

Der Grund dafür, die Fortpflanzungs- und Ruhestätten streng zu schützen, liegt in ihrer entscheidenden Bedeutung für den Lebenszyklus von Tieren. Das Verbot, Fortpflanzungs- oder Ruhestätten zu beschädigen oder zu stören zielt somit darauf ab, die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung sowie die erforderlichen Ruhephasen zu erhalten (vgl. EU-KOMMISSION 2007b: 45). Diese Zielsetzung legt eine weiter gefasste, funktionale Interpretation von Fortpflanzungs- und Ruhestätten nahe.

Die EU-Kommission diskutiert am Beispiel des Eremiten *Osmoderma eremita*, „der die meiste Zeit seines Lebens in mulmgefüllten Höhlen alter Laubbäume verbringt und bei dem ein Großteil der Tiere den Brutbaum nie verlässt“, ob dessen Fortpflanzungs- und Ruhestätte nun der einzelne Baum oder der Waldbereich mit den vom Eremiten bewohnten Bäumen ist. „Argumente gibt es für beide Sichtweisen. Aus der Sicht der Kommissionsdienststellen ist die „weitere“ Definition unter Schutzgesichtspunkten weit sinnvoller, da sie eine ganzheitliche Berücksichtigung der Waldfläche ermöglicht. Die Schutzmaßnahmen gemäß Artikel 12 FFH-RL und etwaige Ausnahmen gemäß Artikel 16 FFH-RL werden dabei auf die umfassendere Einheit der Waldfläche angewendet und sind auf die kontinuierliche Funktionalität der gesamten Stätte für die betreffende Art ausgerichtet. Neben den Vorteilen eines eher ganzheitlichen Schutzansatzes bietet diese Lösung mehr Flexibilität bei der Beurteilung von Eingriffen in diese Stätten. Allerdings eignet sich dieser Ansatz nach Meinung der Kommissionsdienststellen eher für Arten mit einem kleinen Aktionsradius“(EU-KOMMISSION 2007b: 50). Für Arten, welche große Lebensräume beanspruchen, kann es nach Auffassung der Kommission allerdings ratsam sein, die Festlegung einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte auf einen klar abgegrenzten Raum zu beschränken (ebda).

Eine vergleichbare funktionale Abgrenzung der geschützten Stätten nimmt auch die LANA vor. So sei der Begriff der Lebensstätte artspezifisch zu definieren. Es kann z. B. ein Ensemble mehrerer alter Eichen als eine Lebensstätte des Eremiten oder eine Kiesgrube mit mehreren Tümpeln, wassergefüllten Radspuren und sonstigen Wasserflächen als eine Lebensstätte der Gelbbauchunke verstanden werden (LANA 2006: 3; LANA 2009: 8).

Unklar bleiben die Konsequenzen aus diesem Ansatz. Führt der Verlust eines vom Eremiten besiedelten Baumes nicht zum Eintreten der Verbotstatbestände, da noch genü-

gend andere Bäume vorhanden sind, oder ist umgekehrt der Verlust nicht besiedelter Bäume innerhalb des Waldbereiches bereits eine Beschädigung, da sie ja definitorisch Bestandteil der Fortpflanzungs- und Ruhestätte sind?

Nach PHILIPP (2008: 596) dürfte das Fällen eines vom Eremiten bewohnten Altholzbaumes selbst dann eine Beschädigung seiner Fortpflanzungs- und Ruhestätte sein, wenn man nicht nur den Einzelbaum, sondern den gesamten Eichenwald als geschützte Lebensstätte ansieht.

Unter Bezug auf den in der Neuregelung des BNatSchG enthaltenen Begriff der ökologischen Funktion kommt auch KIEL (2007c) zu einer weiteren Interpretation des Begriffs der Fortpflanzungs- und Ruhestätten, welcher sich jedoch vom Eremitenbeispiel der EU-Kommission unterscheidet. Danach zählen zu den Fortpflanzungs- und Ruhestätten alle Habitatslemente, die im Verlauf des Fortpflanzungsgeschehens beziehungsweise während spezieller Ruhephasen für das dauerhafte Überleben essenziell sind. Flugrouten und Jagdhabitats sind in diesem Kontext immer insoweit von Relevanz, als eine Fortpflanzungs- und Ruhestätte in ihrer Funktion auf deren Erhalt angewiesen ist und sie einen essenziellen Habitatbestandteil darstellen (vgl. KIEL 2007c: 13). In Anwendung der Empfehlung der EU, zwischen Arten mit großem und mit kleinem Raumanpruch zu unterscheiden, gibt KIEL (2007c) Beispiele für eine artspezifische, ökologisch-funktionale Abgrenzung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten. So wird beispielhaft für das Große Mausohr und die Bechsteinfledermaus empfohlen:

- Großes Mausohr (großer Raumanpruch) - die Fortpflanzungsstätte ist die Wochenstube (z. B. Dachboden einer Kirche), die Ruhestätte ist das Winterquartier (z. B. ein Stollen).
- Bechsteinfledermaus (kleiner Raumanpruch) - die Fortpflanzungsstätte ist das besiedelte Waldareal mit einem Verbund von geeigneten Quartierbäumen und regelmäßig genutzten, speziellen Nahrungshabitats; Ruhestätten sind darüber hinaus Schwärm- und Winterquartiere (vgl. KIEL 2007c: 15).

Der funktionale Ansatz, wonach das Verbot Fortpflanzungs- oder Ruhestätten zu beschädigen oder zu zerstören darauf abzielt, die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung bzw. die erforderlichen Ruhephasen zu erhalten und im Sinne dieser funktionalen Zielsetzung entsprechend weiter interpretiert werden kann, ist aus naturschutzfachlicher Sicht als plausibel anzusehen. So ergibt der Schutz eines einzelnen, als Wochenstube genutzten Quartierbaumes wenig Sinn, wenn für die Jungenaufzucht erforderliche Nahrungshabitats im Umfeld, bspw. durch Kahlschlag, in einem derartigen Ausmaß beseitigt werden, dass sich der Aufzuchtserfolg in erheblichem Ausmaß vermindert oder ganz scheitert. Diese funktionale Betrachtung wird zudem durch den Begriff des Erhalts der „ökologischen Funktion“ von Fortpflanzungs- und Ruhestätten in § 44 Abs. 5 BNatSchG unterstützt (vgl. auch LOUIS 2008: 65)¹.

¹ Die diesbezüglich mögliche Berücksichtigung von essentiellen Nahrungshabitats und Wanderkorridoren ist gleichfalls in den Leitfäden der Bundesländer Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen, Bayern Rheinland-Pfalz, Mecklenburg-Vorpommern und Hessen vorgesehen.

Ein derartiger funktionaler Ansatz setzt allerdings nicht zwingend voraus, Nahrungshabitate und Wanderrouuten als Bestandteil der Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu definieren.

Von Bedeutung ist es vielmehr, dass die mittelbaren Wirkungen, welche die Beeinträchtigung von Nahrungshabitaten und Wanderkorridoren auf die Funktionsfähigkeit von Fortpflanzungs- und Ruhestätten haben, bei der Beurteilung der Schädigungstatbestände ausreichend berücksichtigt werden.

Interpretationsvorschlag

Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind im funktionalen Sinne zu interpretieren, wonach das Verbot, Fortpflanzungs- oder Ruhestätten aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören darauf abzielt, die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung sowie die erforderlichen Ruhephasen zu erhalten. Damit ergeben sich entsprechend den Empfehlungen der LANA 2009 folgende Definitionen:

Fortpflanzungsstätte

Als Fortpflanzungsstätte geschützt sind alle Orte im Gesamtlebensraum eines Tieres, die im Verlauf des Fortpflanzungsgeschehens benötigt werden. Als Fortpflanzungsstätten gelten z.B. Balzplätze, Paarungsgebiete, Neststandorte, Brutplätze oder -kolonien, Wurfbaue oder -plätze, Eiablage-, Verpuppungs- und Schlupfplätze oder Areale, die von den Larven oder Jungen genutzt werden.

Ruhestätte

Ruhestätten umfassen alle Orte, die ein Tier regelmäßig zum Ruhen oder Schlafen aufsucht oder an die es sich zu Zeiten längerer Inaktivität zurückzieht. Als Ruhestätten gelten z.B. Schlaf-, Mauser- und Rastplätze, Sonnplätze, Schlafbaue oder -nester, Verstecke und Schutzbauten sowie Sommer- und Winterquartiere.

Zu den Fortpflanzungsstätten zählen nicht nur die Orte, an denen konkret eine Fortpflanzung stattfindet, sondern auch Brut- und Aufzuchtbereiche, die Teil der Fortpflanzung sind. Geschützt sind zudem auch die Standorte der Fortpflanzungs- und Ruhestätten (Louis 2008: 65). Der Begriff der Fortpflanzungsstätte im Sinne des BNatSchG geht somit deutlich über den sehr eng gefassten Begriff des Nestes, wie ihn die Vogelschutzrichtlinie vorsieht, hinaus.

Die konkrete Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten ist im Einzelfall artspezifisch vorzunehmen. Sie ergibt sich aus den Habitatanforderungen und Verhaltensweisen der einzelnen Arten sowie der örtlichen Ausprägung der Habitatstrukturen und kann sich sowohl auf einzelne Individuen als auch auf Gruppen von Tieren beziehen..

Nahrungshabitate und Wanderkorridore sowie sonstige räumliche Funktionsbeziehungen sind keine unmittelbaren Bestandteile von Fortpflanzungs- und Ruhestätten. Bei der Beurteilung der Schädigungstatbestände ist allerdings zu prüfen, ob die Beeinträchtigung derartiger Habitatbestandteile mittelbar zu einer Beschädigung der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten d. h. zu einer erheblichen Verminderung oder einem Verlust der Fortpflanzungs- und Ruhefunktionen führen kann.

Derartige essentielle Habitatbestandteile können somit bei der Beurteilung artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände nicht von vornherein ausgeklammert werden. Sie sind stets im Zusammenhang mit der Beurteilung der Schädigungstatbestände zu berücksichtigen.

Wird der Vorschlag der EU-Kommission, nicht den einzelnen vom Eremiten bewohnten Baum, sondern den Waldbereich mit den vom Eremiten bewohnten Bäumen als Fortpflanzungs- und Ruhestätte anzusehen, in dem beschriebenen funktionalen Sinne betrachtet, d. h. um die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung sowie die erforderlichen Ruhephasen zu erhalten, so ist als Fortpflanzungs- und Ruhestätte dieser wenig mobilen Art zunächst der einzelne Baum mit der mulmgefüllten besiedelten Höhle anzusehen. Die Einbeziehung weiterer Waldbestandteile ist nur insoweit sinnvoll, als diese für den Erhalt der Fortpflanzungs- und Ruhefunktionen von essenzieller Bedeutung sind. Dies kann der Fall sein, wenn benachbarte Bäume für den dauerhaften Fortbestand des Vorkommens erforderlich sind, weil sie neu besiedelbare Habitate für den Fall des Absterbens der derzeit besiedelten Bäume bieten.

Zu den Ruhestätten sind auch die regelmäßig genutzten Rastflächen der Zugvögel zu zählen. Hier sind insbesondere die häufig traditionell genutzten Schlafplätze zu betrachten. Die Nutzung von Nahrungshabitaten erfolgt demgegenüber zumeist variabler und wird stark durch die landwirtschaftlichen Fruchtfolgen bestimmt. Derartige Bereiche sind in den Fällen zu berücksichtigen, in denen sie für den Erhalt der Rastfunktionen essenziell sind.

2.1.2 Zeitliche und räumliche Konstanz der Fortpflanzungs- und Ruhestätten

Im Zusammenhang mit der Beurteilung der Verbotstatbestände ist auch die Frage der zeitlichen und räumlichen Konstanz der Fortpflanzungs- und Ruhestätten bzw. der Brutplatztreue bzw. -flexibilität von Arten von Bedeutung. Bezogen auf Vogelarten haben die Gerichte hier wie folgt geurteilt:

- Unter Brutstätten sind nicht nur von Vögeln gerade besetzte, sondern auch regelmäßig benutzte Brutplätze zu verstehen, selbst wenn sie während der winterlichen Abwesenheit von Zugvögeln unbenutzt sind. Brutstätten sind mithin jedenfalls dann in der in § 42 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG (alt) beschriebenen Weise betroffen, wenn ein ganzes Brutrevier, in dem sich solche regelmäßig benutzten Brutplätze befinden, vollständig beseitigt wird (BVerwG, 21. Juni 2006, 9 A 28.05: RN 33).
- Unerheblich ist, ob die Brutstätte jedes Jahr von demselben Brutpaar oder einem anderen Brutpaar geschützter Arten genutzt wird. Entscheidend ist, dass die Brutstätte ihre bisherige Funktion für die geschützten Arten nicht verloren hat (OVG Brandenburg, 5. März 2007, RN 11).
- Um dem Schutz der Vorschrift zu unterfallen, müssen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nicht dauerhaft von Individuen der jeweiligen Art genutzt werden. Erfolgt die Nut-

zung regelmäßig, so greift das Verbot auch in Zeiten ein, in denen die Lebensstätte nicht genutzt wird.

Grundsätzlich ist danach zwischen Arten zu unterscheiden, die relativ regelmäßig die gleiche Fortpflanzungsstätte bzw. den gleichen Nistplatz aufsuchen und Arten, die hinsichtlich des Brutplatzes flexibler sind.

Entsprechend dem Interpretationsvorschlag der EU-Kommission sind Fortpflanzungs- und Ruhestätten, die im Laufe des Jahres oder jedes Jahr regelmäßig genutzt werden auch dann geschützt, wenn sie gerade nicht besetzt sind (vgl. EU KOMMISSION 2007b: 46 ff.). Dies betrifft z. B. die Höhlen des Schwarz- oder Mittelspechtes sowie die Horste bzw. Nester diverser Greifvogelarten.

Für Brutvögel, die sich jedes Jahr einen neuen Nistplatz suchen, ist zwar das Nest nach dem Ausflug der letzten Jungvögel funktionslos geworden, doch ist in diesen Fällen das Brutrevier als relevante Lebensstätte heranzuziehen. In diesem Fall ist zu klären, inwieweit die betroffenen Habitatstrukturen (bspw. eine Heckenstruktur für den Neuntöter) eine essenzielle Voraussetzung für die Brut sind. Werden die betroffenen Habitatstrukturen im Folgejahr wieder benötigt, so sind sie auch außerhalb der Brutzeit geschützt. Verbleiben dagegen bei Arten, die ihre Lebensstätten regelmäßig wechseln und nicht standorttreu sind, im Umfeld des bisherigen Brutplatzes geeignete, noch unbesetzte Brutplätze bzw. Habitatstrukturen, so besteht kein über die eigentliche Fortpflanzungsphase hinausreichender Schutz (so auch KIEL 2007c: 16, GELLERMANN & SCHREIBER 2007: 50 ff., LBV-SH 2009: 12ff).

GELLERMANN & SCHREIBER benennen als Beispiel für einen derartigen Sachverhalt einen Heckenabschnitt in einer reich mit Gebüsch und Hecken gegliederten Landschaft, in dem Buchfinken ihr Nest anlegen. Da es sich bei den Stellen, an denen Buchfinken ihre Nester anlegen, keineswegs um besonders begrenzte Ressourcen handelt und die Art innerhalb ihres Revieres nicht auf einen speziellen Abschnitt des Heckenkomplexes angewiesen ist, würde in diesem Fall der Schutz der Niststätte nur für die Dauer ihrer Nutzung gelten. Anders wäre die Situation zu beurteilen, wenn sämtliche nutzbaren Strukturen eines regelmäßig genutzten Reviers zerstört werden (GELLERMANN & SCHREIBER 2007: 167).

Diese Situation, dass komplette Reviere mit den für den Bruterfolg erforderlichen Strukturen zerstört werden, wird bei Infrastrukturvorhaben allerdings häufig gegeben sein. In diesem Fall wird unter der Annahme einer voll ausgeschöpften Lebensraumkapazität der umgebenden Landschaft, ein Verhindern des Eintretens der Verbotstatbestände nur durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Erhöhung der Lebensraumkapazität möglich sein.

2.1.3 Entnehmen, beschädigen oder zerstören von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten

§ 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG verbietet, Fortpflanzungs- oder Ruhestätten aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören. Diese Begriffe sind weder im BNatSchG noch in der FFH-RL näher erläutert. Während die Entnahme und die Zerstörung weniger Fragen aufwerfen, besteht bei der Beschädigung Klärungsbedarf hinsichtlich des Grades oder der Erheblichkeit der Schädigung sowie der Abgrenzung gegenüber der Störung.

Die **Entnahme** bezeichnet die direkte Entnahme einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte d. h. bspw. eines Nestes aus der Natur. In der Konsequenz bedeutet dies eine unmittelbare und vollständige Aufhebung der Nutzbarkeit der Lebensstätte. Im Zusammenhang mit Infrastrukturvorhaben wird der Sachverhalt der Entnahme i. d. R. von untergeordneter Bedeutung sein. Von Bedeutung kann dieser Aspekt lediglich im Zusammenhang mit der Umsiedlung von Lebensstätten sein, was dann vor dem Hintergrund des Erhalts der „ökologischen Funktionalität“ zu betrachten ist.

Die **Zerstörung** beinhaltet wie auch die Entnahme die vollständige Aufhebung der Nutzbarkeit einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte, indem z. B. ein Wochenstubenquartier der Zwergfledermaus vollständig seine Funktion verliert.

Für den Begriff der **Beschädigung** gibt es sowohl Tendenzen zu einer eher engeren Auslegung, als auch zu einer eher weiteren, funktionalen Betrachtung.

Eine **enge Interpretation** würde unter Beschädigung nur materielle physische Verluste oder Teilverluste (z. B. durch Überbauung) von relevanten Lebensstätten verstehen. Durch mittelbare Wirkungen wie z. B. Lärm oder optische Störwirkungen verursachte Funktionsverluste der Lebensstätten würden demgegenüber nur als Störungen und somit anhand anderer Bewertungsmaßstäbe bewertet. Diese ursprünglich u. a. im Leitfaden des LBV-SH (2008: 9) vorgeschlagene Interpretation wurde dort zwischenzeitlich aufgrund negativer Erfahrungen in der praktischen Anwendung korrigiert und in der Neufassung (25.02.2009) wird auch hier der nachfolgenden funktional weiteren Interpretation des Beschädigungsbegriffs gefolgt, wie sie in den meisten anderen Bundesländern und Fachpublikationen sowie den Hinweisen der LANA (2009: 9) vertreten wird.

Die **weitere Interpretation** geht davon aus, dass die Fortpflanzungs- und Ruhestätten geschützt werden, um ihre spezifischen Fortpflanzungs- und Ruhefunktionen zu erhalten. Eine Beschädigung ist stets dann gegeben, wenn diese Funktionen in Mitleidenschaft gezogen werden. Ob sich eine derartige Funktionsverminderung oder ein Funktionsverlust als Ergebnis einer Substanzverletzung darstellt oder durch mittelbare Einwirkungen, wie z. B. Verlärmung verursacht wird, ist bei einer am Zweck der Regelung orientierten Auslegung ohne Belang (vgl. GELLERMANN & SCHREIBER 2007: 53 ff.).

Gemäß dem EU-Leitfaden kann Beschädigung als eine materielle Verschlechterung einer Fortpflanzungs- und Ruhestätte definiert werden. Eine Beschädigung kann schleichend erfolgen, erst mittelbar wirksam werden und eine lediglich graduelle, qualitative oder quantitative Verschlechterung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte bzw. ihrer entsprechenden Funktionen verursachen. Betont wird im Weiteren, dass der ursächliche

Zusammenhang zwischen der Funktionsverminderung und der auslösenden menschlichen Aktivität klar herstellbar sein muss (vgl. EU-KOMMISSION 2007b: 51 ff.).

Interpretationsvorschlag

Vor dem Hintergrund einer funktionalen Interpretation des Begriffs der Fortpflanzungs- und Ruhestätte, wie er insbesondere auch in § 44 Abs. 5 BNatSchG angelegt ist, wird hier davon ausgegangen, dass bei der Beurteilung von Beschädigungen sämtliche Wirkungen zu berücksichtigen sind, welche die Funktionsfähigkeit von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten vermindern können. Dies umfasst neben Substanzverletzungen wie bspw. die Teilverfüllung von Laichgewässern auch sonstige funktionsmindernde Einwirkungen bspw. durch Schadstoffeinträge, Grundwasserstandsänderungen, akustische bzw. optische Störreize oder Zerschneidungseffekte.

Entscheidend für das Vorliegen einer Beschädigung ist die Feststellung, dass eine Verminderung des Fortpflanzungserfolgs oder der Ruhemöglichkeiten des betroffenen Individuums oder der betroffenen Individuengruppe wahrscheinlich ist. Diese funktional abgeleitete Definition der Beschädigung einer Lebensstätte (Fortpflanzungs- oder Ruhestätte) bedingt, dass sowohl unmittelbare materielle Verluste bzw. Beeinträchtigungen der engeren Fortpflanzungs- und Ruhestätte als auch mittelbare Beeinträchtigungen wie die Zerstörung relevanter Teile essenzieller Nahrungshabitate, die Zerschneidung essenzieller Wanderkorridore oder Flugrouten sowie Störwirkungen durch bspw. Lärm, Erschütterungen oder Schadstoffimmissionen eingeschlossen sind.

Als essenziell werden Nahrungshabitate angesehen, welche für den Fortpflanzungserfolg bzw. für die Fitness der Individuen in der Ruhestätte maßgeblich sind und deren Wegfall dazu führt, dass die Fortpflanzungsfunktionen nicht aufrecht erhalten werden können.

Funktionsbeziehungen bzw. Wanderkorridore werden als essenziell angesehen, wenn sie so eng mit der Fortpflanzungs- oder Ruhefunktion verknüpft sind, dass diese ohne sie nicht aufrecht erhalten bleibt.

Nahrungshabitate und Wanderkorridore sind damit insoweit zu berücksichtigen, als sie in einem derartigen Umfang beeinträchtigt werden, dass ein Verlust oder eine wesentliche Verminderung der Fortpflanzungsfunktionen wahrscheinlich ist. Ihre Einbeziehung ist daher stets im Zusammenhang mit der Beurteilung der Schädigungstatbestände und in Abhängigkeit von den vorhabensspezifischen Eingriffswirkungen zu prüfen. Bezüglich der Wanderkorridore ist anzumerken, dass diese stets auch im Zusammenhang mit dem Tötungsverbot zu betrachten sind, da in derartigen Bereichen, soweit nicht weitergehende Vermeidungsmaßnahmen vorgesehen werden, i. d. R. von signifikant erhöhten Tötungsrisiken auszugehen ist.

Mittelbare Einwirkungen, bspw. durch Lärm oder Schadstoffeinträge, sind dann als Beschädigung zu verstehen, wenn durch sie die Funktionen der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten in erheblichem Umfang vermindert oder ganz zerstört werden. Dies kann bspw. durch die dauerhafte Verlärmung und damit Funktionsminderung von

Brutrevieren lärmempfindlicher Vogelarten in Folge der betriebsbedingten Lärmwirkungen eines Straßenbauvorhabens gegeben sein.

So stellen bspw. die ersten 100 m vom Straßenrand für alle Vogelarten einen Bereich mit drastisch reduzierter Lebensraumeignung dar. Auch für Arten, die dort mit relativ hohen Dichten vorkommen, ist von einem signifikant reduzierten Reproduktionserfolg auszugehen. Für seltene und gefährdete Vogelarten ist vorsorglich von einem 100 %igen Verlust der Lebensraumeignung in den ersten 100 m vom Fahrbahnrand auszugehen (GARNIEL et al. 2007: 226).

Für den Fortpflanzungserfolg zwingend erforderliche Bestandteile bzw. Eigenschaftsmerkmale einer Fortpflanzungsstätte, wie Lärm- und Störungsfreiheit oder ein freies Sichtfeld, gehen somit im Nahbereich eines Straßenbauvorhabens dauerhaft verloren, was unter fachlichen Gesichtspunkten als Beschädigung oder auch Zerstörung einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte zu werten ist.

Fraglich ist, ob jede noch so kleine Beschädigung den Verbotstatbestand erfüllt. Nach GELLERMANN & SCHREIBER (2007) erfüllen Wirkungen, welche die ökologische Funktionalität von Fortpflanzungs- und Ruhestätten unberührt lassen, nicht das Verbot (ebda: 55). Als derartige Einwirkungen sehen die Autoren Schadstoffeinträge, Lärmimmissionen oder Grundwasserabsenkungen an, deren Intensität unterhalb der Schwelle liegt, ab der sie sich negativ auf den Fortpflanzungserfolg der Arten auswirken. Bei Einwirkungen in die Substanz der Lebensstätten, halten sie ein Nichteintreten der Verbotstatbestände nur in seltenen Ausnahmefällen, insbesondere bei flächig ausgeprägten Lebensstätten für möglich (ebda: 65).

Grundsätzlich wird die Beurteilung, ob eine Beschädigung vorliegt, artspezifisch und in Abhängigkeit vom jeweiligen Einzelfall, d. h. insbesondere den betroffenen Habitatstrukturen und den Besonderheiten des jeweiligen Vorkommens zu berücksichtigen sein.

In diesem Zusammenhang ist eine Unterscheidung in Arten mit großen und Arten mit kleinen Raumansprüchen sinnvoll (vgl. z. B. KIEL 2007c: 14 ff.), da bei Arten mit kleinen Raumansprüchen bzw. Aktionsradien und / oder spezialisierten Nahrungshabitaten bereits bei deutlich geringeren Eingriffsintensitäten bzw. -umfängen mit einer Beeinträchtigung der Fortpflanzungsfunktionen zu rechnen ist als bei Arten mit großen Raumansprüchen. Auch bei Arten mit großem Raumanspruch ist jedoch eine ausreichende Verfügbarkeit von Nahrungshabitaten nicht ohne Bedeutung für den Fortpflanzungserfolg. Insofern ist auch für diese Arten bei der Ermittlung der Betroffenheit der Fortpflanzungsfunktionen die Inanspruchnahme von Nahrungshabitaten mit zu berücksichtigen. Man wird bei diesen Arten jedoch davon ausgehen können, dass mögliche Verluste von Nahrungshabitaten einen weitaus größeren Umfang aufweisen müssen, als bei Arten mit geringen Raumansprüchen, bevor der Verbotstatbestand erfüllt ist (vgl. z. B. auch das ähnliche methodische Vorgehen bei LAMBRECHT & TRAUTNER 2007: 77ff.).

Grundsätzlich ist in Abgrenzung zu den Anforderungen des Natura 2000 Gebietsschutzes nicht zu belegen, dass jede mögliche Beeinträchtigung einer erfolgreichen Reproduktion ausgeschlossen werden kann, sondern der Verlust der Reproduktionsfähigkeit muss hinreichend wahrscheinlich sein.

2.2 Erhalt der ökologischen Funktion der von einem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Sind in Anhang IV der Richtlinie 92/43/EWG aufgeführte Tierarten, europäische Vogelarten oder solche Arten betroffen, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Absatz 1 Nummer 2 aufgeführt sind, liegt ein Verstoß gegen das Verbot des Absatzes 1 Nummer 3 und im Hinblick auf damit verbundene unvermeidbare Beeinträchtigungen wild lebender Tiere auch gegen das Verbot des Absatzes 1 Nummer 1 nicht vor, soweit die ökologische Funktion der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt wird (§ 44 Abs. 5 BNatSchG).

Zu spezifizieren ist die fachliche Interpretation der Begriffe:

- „ökologische Funktion der vom Eingriff betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten weiterhin erfüllt“ und
- „im räumlichen Zusammenhang.“

In der Begründung zum Gesetzesentwurf vom 12.12.2007 wird zum Begriff der **ökologischen Funktion** weiter ausgeführt: „Soweit in Anhang IV der FFH-Richtlinie aufgeführte Arten oder europäische Vogelarten betroffen sind, ist der Verbotstatbestand des Absatzes 1 Nr. 3 dann nicht verwirklicht, wenn sichergestellt ist, dass trotz Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung einzelner Nester, Bruthöhlen, Laichplätze etc. die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin gewährleistet ist. An der ökologischen Gesamtsituation des von dem Vorhaben betroffenen Bereichs darf im Hinblick auf seine Funktion als Fortpflanzungs- oder Ruhestätte keine Verschlechterung eintreten. [...] Bei Fortdauer der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im vorstehend beschriebenen Sinne kann (und darf) es nicht zu einer signifikanten Beeinträchtigung des lokalen Bestands einer besonders geschützten Art kommen“ (vgl. BUNDESREGIERUNG 2007).

Der Gesetzgeber nimmt mit dem Begriff der „ökologischen Funktion“ Überlegungen der EU-Kommission auf, wonach der Grund dafür, die Fortpflanzungs- und Ruhestätten streng zu schützen, in ihrer entscheidenden Bedeutung für den Lebenszyklus von Tieren liegt. Das Verbot unter Artikel 12 Abs. 1 lit. d) FFH-RL sollte deshalb so verstanden werden, dass es darauf abzielt, die durchgehende ökologische Funktionalität dieser Stätten zu schützen, also eine erfolgreiche Fortpflanzung und ungestörte Ruhephasen der verschiedenen Arten zu gewährleisten (RUBIN 2007, vgl. auch EU-KOMMISSION 2007b: 45). Mit der Gesetzesformulierung wird somit die bereits vorstehend diskutierte, weiter gefasste Definition von Fortpflanzungs- und Ruhestätten unterstützt.

Vor diesem Hintergrund kann der Begriff des Erhalts der ökologischen Funktion von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten wie folgt definiert werden:

Die ökologische Funktion der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bezeichnet die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung und ungestörte Ruhephasen.

Sie ist i. d. R. dann weiterhin erfüllt, wenn die erforderlichen Habitatstrukturen in gleicher Qualität und Größe erhalten bleiben bzw. nachgewiesen oder mit Sicherheit angenommen werden kann, dass es nicht zur Minderung des Fortpflanzungserfolgs bzw. der Ruhemöglichkeiten des Individuums bzw. der Individuengruppe der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten kommen kann.

Die Formulierung „**im räumlichen Zusammenhang**“ ist im Kontext mit dem Begriff der vom **Eingriff betroffenen** Fortpflanzungs- oder Ruhestätten zu interpretieren. Durch diese Formulierung wird der räumliche Umgriff der Betrachtung begrenzt. Zielsetzung ist der Erhalt der Fortpflanzungs- oder Ruhefunktionen der jeweils betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte im räumlichen Zusammenhang. In die Betrachtung mit einzubeziehen sind somit ausschließlich Flächen, die in einer derartig engen funktionalen Beziehung zu der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte stehen, dass sie, gegebenenfalls auch unter Berücksichtigung von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen, einen Beitrag zur Erhaltung der ursprünglich vorhandenen Fortpflanzungs- oder Ruhefunktionen leisten können. Die konkrete räumliche Abgrenzung der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang ist dabei nach fachlichen Gesichtspunkten vorzunehmen und ergibt sich aus den Verhaltensweisen und Habitatansprüchen der einzelnen Arten sowie den örtlichen Habitatstrukturen. So wird der räumliche Umgriff bei Arten, bei denen das Fortpflanzungsgeschehen in Kolonien organisiert ist, wie dies bei den Fledermäusen der Fall ist, durch den Kolonieaktionsraum begrenzt. Betrachtungsgegenstand ist hier im räumlichen Zusammenhang nicht der einzelne Quartierbaum, sondern die Summe der von der Kolonie im Wechsel genutzten Bäume. Bei revierbildenden Arten mit geringen Raumansprüchen werden nicht nur das einzelne Revier, sondern die im unmittelbaren räumlichen Zusammenhang als Revierstandort geeigneten bzw. entwickelbaren Habitate zu betrachten sein. Der Raumbezug umfasst somit in der Regel nur in engem räumlich-funktionalen Zusammenhang stehende Bereiche. Ausnahmen können sich gegebenenfalls bei Metapopulationen ergeben und bei Arten, die von Jahr zu Jahr wechselnde Standorte ihrer Fortpflanzungshabitate in einem bestimmten Landschaftsausschnitt nutzen. Zur Ableitung des räumlichen Zusammenhangs können dann insbesondere die artspezifischen Aktionsräume herangezogen werden.

Vor dem Hintergrund dieser Überlegungen kann der Erhalt der ökologischen Funktion von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang wie folgt definiert werden:

Der räumliche Zusammenhang ist in zweifacher Hinsicht zu berücksichtigen. Zum einen muss die Prüfung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erfolgen, das heißt, dass die Bezugsgröße zunächst das Individuum oder die Individuengruppe ist, die die von dem Eingriff oder Vorhaben unmittelbar betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nutzt. In Abhängigkeit von der Einbindung der betroffenen Lebensstätte in einen Verbund direkt benachbarter Lebensstätten muss die Prüfung der ökologischen Funktion jedoch auf die lokale Individuengemeinschaft ausgedehnt werden, die eine abgegrenzte Gesamtheit von räumlich unmittelbar zusammenhängenden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nutzt.

Zum anderen müssen die vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) in eben diesem räumlichen Zusammenhang der unmittelbar betroffenen Individuengruppe oder der lokalen Individuengemeinschaft wirksam werden.

Ausgehend von den artspezifischen Anforderungen lassen sich folgende Beispiele für die Abgrenzung von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang benennen:

- Bei Arten mit großen Raumannsprüchen, bei denen die Fortpflanzungsstätte durch ein einzelnes Paar geprägt wird, wie beispielsweise beim Schwarzstorch, gilt es, die Funktionsfähigkeit der Fortpflanzungsstätte für dieses einzelne Brutpaar aufrecht zu erhalten. Räumliche Bezugsbasis ist dabei der für das Brutgeschehen relevante Aktionsraum des Schwarzstorches, wobei insbesondere der Neststandort einschließlich einer störungsarmen Ruhezone besonders zu berücksichtigen ist.
- Bei vergleichsweise ortstreuen Brutvogelarten, wie z. B. einigen Wiesenbrütern, welche relativ regelmäßig den selben Standort nutzen, nicht aber das selbe Nest, ist der genutzte und zusammenhängend abgrenzbare von Grünland dominierte Offenlandbereich als Fortpflanzungsstätte im räumlichen Zusammenhang anzusehen.
- Bei Arten, die von Jahr zu Jahr wechselnde Standorte ihrer spezifischen Fortpflanzungshabitate in einem größeren Landschaftsausschnitt nutzen, wie es bei bestimmten Zugvogelarten regelmäßig vorkommt, kann es erforderlich sein, den räumlichen Zusammenhang der betroffenen Lebensstätte weiter abzugrenzen. Immer dann, wenn die primär anzustrebende Abgrenzung eines zusammenhängenden Habitatkomplexes daran scheitert, dass ein annähernd flächendeckendes oder lückenloses Habitatangebot und eine ebensolche Verbreitung vorliegen (z. B. bei Vogelarten des Offenlandes), ist in der Praxis eine künstliche Grenze für den räumlichen Zusammenhang zu wählen. Die beste Lösung bietet eine Orientierung an den artspezifischen Aktionsräumen und der naturräumlichen Ausstattung der Landschaft. So kann es zielführend sein, in flächenhaft durch eine Art besiedelten Bereichen Landschaftseinheiten als Suchräume für die Maßnahmenlokalisierung abzugrenzen, welche sich durch eine relativ homogene Ausprägung der Biotop- bzw. Nutzungsstrukturen und der geomorphologischen Standortvoraussetzungen auszeichnen, die aber noch in engem funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Lebensstätte stehen.
- Bei Arten, bei denen das Fortpflanzungsgeschehen in Kolonien organisiert ist, wie dies bei den Fledermäusen der Fall ist, wird der räumliche Umgriff durch den zentralen Kolonieaktionsraum begrenzt. Zielsetzung muss es hier sein, die Fortpflanzungsfunktionen der jeweils betroffenen Kolonie aufrecht zu erhalten.
- Für Arten, die Metapopulationen bilden, wie beispielsweise der Dunkle Wiesenknopf-Ameisenbläuling, bezieht sich der räumliche Zusammenhang der Fortpflanzungsstätte auf mehrere benachbarte Patches, zwischen denen ein regelmäßiger Austausch stattfindet.

- Bei Arten wie der Zauneidechse, bei denen eine exakte Unterscheidung in essenzielle Habitatbestandteile wie Fortpflanzungs- und Ruhestätten und ergänzende Habitatstrukturen, wie insbesondere Nahrungshabitate nur schwer möglich bzw. nicht zielführend ist, ist ein zusammenhängend abgrenzbarer Gesamtlebensraum mit Paarungsplätzen und Eiablagehabitaten sowie den Tages- und Nachtverstecken im Sommerlebensraum und dem Überwinterungsversteck als Fortpflanzungs- und Ruhestätte im räumlichen Zusammenhang abzugrenzen.
- Bei Rastvögeln wie z. B. Gänsen besteht die Ruhestätte aus den häufig traditionell genutzten Schlafplätzen sowie den essenziell und regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Bei Eingriffen in die Nahrungshabitate ergibt sich der räumliche Zusammenhang aus dem für die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius im Umfeld der Schlafplätze. Umgekehrt sind Eingriffe in die Schlafplätze im räumlichen Umfeld der geeigneten und regelmäßig genutzten Nahrungshabitate auszugleichen.

Betrachtungsgegenstand im räumlichen Zusammenhang ist somit eine abgegrenzte Gesamtheit räumlich unmittelbar zusammenhängender Fortpflanzungs- oder Ruhestätten, welche die betroffene Individuengruppe bzw. die betroffene lokale Individuengemeinschaft nutzt. Zu prüfen ist zunächst, ob bei einer Beeinträchtigung von Teilbereichen der so im räumlichen Zusammenhang abgegrenzten Fortpflanzungs- oder Ruhestätten eine Minderung des Fortpflanzungserfolgs- bzw. der Ruhemöglichkeiten der betroffenen lokalen Individuengemeinschaft eintreten wird oder ob dies aufgrund der qualitativen und quantitativen Geringfügigkeit des Verlustes und artspezifischer Veränderungstoleranzen auszuschließen ist. Dies wird nur dann der Fall sein, wenn durch das Vorhaben keine den Fortpflanzungserfolg bzw. die Ruhemöglichkeiten limitierenden Habitatbestandteile betroffen sind, bzw. nachweislich in ausreichendem Umfang geeignete und noch unbesetzte Habitatflächen im räumlichen Zusammenhang zur Verfügung stehen.

Insbesondere bei stenotopen, gefährdeten Arten wird ein „Ausweichen“ in vermeintlich freie Habitate allerdings kaum valide prognostizierbar sein. Fortpflanzungsstätten sind nicht beliebig, sondern sie sind artspezifisch an bestimmte abiotische und biotische Habitatstrukturen gebunden. Dabei spielen auch inner- und interspezifische Konkurrenzverhältnisse eine entscheidende Rolle. In vielen Fällen sind zudem sich im Jahresverlauf oder im mehrjährigen Wechsel verändernde Verhältnisse (z. B. nutzungs- oder witterungsbedingt) zu beachten. In Planungen und Verfahren können diese Parameter i. d. R. nicht, bzw. nicht mit zumutbarem Aufwand valide ermittelt werden. Insofern wird es sich insbesondere bei der Betroffenheit von stenotopen, gefährdeten Arten empfehlen, aus Gründen der Planungssicherheit von einem worst-case-Ansatz auszugehen, wobei eine vollständige Besiedelung von Habitaten entsprechend des gegebenen Habitatangebots, d. h. eine Ausschöpfung der Lebensraumkapazität für die jeweilige Art anzunehmen ist. Nach dieser Modellvorstellung hat jeder Raum die Besiedlungsdichte, die er an Habitatpotenzial aufweist. Davon abweichende Sonderfälle sind mit detaillierten Begründungen oder Untersuchungen zu belegen. Erforderlich ist es hierbei, die die Verbreitung und Populationssituation limitierenden Faktoren zu identifizieren. Dabei können auch kumulative Effekte durch sonstige Vorhaben nicht ausgeblendet werden. Zu vermeiden ist in jedem Fall eine sukzessive Verkleinerung von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten durch eine isolierte Betrachtung von Einzelvorhaben, deren Effekt in der Summe deutlich schwerwiegendere Auswirkungen verursacht. Anders stellt sich natürlich der Sachverhalt

dar, wenn durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen entsprechende zusätzliche Habitate geschaffen werden.

Der Begriff der „lokalen Individuengemeinschaft“ wurde gewählt, um zu verdeutlichen, dass die Betrachtung der ökologischen Funktion im räumlichen Zusammenhang einerseits einen über das einzelne Individuum hinausreichenden Betrachtungsansatz erforderlich machen kann, andererseits aber ein u. a. von den Aktionsradien der Arten abhängiger, enger räumlich-funktionaler Zusammenhang zur betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte gefordert ist, der eine Betrachtung auf der Ebene der lokalen Population häufig ausschließt. Gleichwohl können sich, insbesondere bei eng abgegrenzten örtlichen Vorkommen von Arten (z. B. einer einzelnen Fledermauskolonie), durchaus Gemeinsamkeiten zwischen der lokalen Population im Zusammenhang mit dem Störungsverbot, wie sie die LANA 2009 definiert hat und der lokalen Individuengemeinschaft ergeben.

Auch das BVerwG verdeutlicht in seiner aktuellen Rechtsprechung zur A 44 Ratingen Velbert (BVerwG 18. März 2009, 9 A 39.07: RN 67), dass mit dem „räumlichen Zusammenhang“ einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte nicht der Bezug auf die gesamte „lokale Population“ hergestellt werden kann, sondern, dass es um die betroffene Individuengemeinschaft geht. „Wie bereits erwähnt, liegt der Ergänzung des Verbotstatbestandes in § 42 Abs. 5 Satz 2 und 3 BNatSchG n.F. eine funktionsbezogene Zielrichtung zugrunde; die Regelung richtet sich darauf, die von Fortpflanzungs- bzw. Ruhestätten erfüllte ökologische Funktion aufrechtzuerhalten [...]. Hingegen trifft es jedenfalls für die Eingrenzung des Beschädigungs- und Zerstörungsverbots nicht zu, dass sie den Individuenbezug des Verbotstatbestandes durch einen bloßen Populationsbezug ersetzt [...]. Der in Abs. 5 Satz 2 vorausgesetzte volle Funktionserhalt ist nämlich nicht schon dann gegeben, wenn der Eingriff keine messbaren Auswirkungen auf die Reproduktionsbedingungen bzw. Rückzugsmöglichkeiten der lokalen Population als ganzer hat, sondern erst dann, wenn für die mit ihren konkreten Lebensstätten betroffenen Exemplare einer Art die von der Lebensstätte wahrgenommene Funktion vollständig erhalten bleibt, also z. B. dem in einem Brutrevier ansässigen Vogelpaar weitere geeignete Nistplätze in seinem Revier zur Verfügung stehen oder durch Ausgleichsmaßnahmen ohne zeitlichen Bruch bereit gestellt werden.“

2.3 Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 in Verbindung mit § 44 Abs. 5 BNatSchG

Verbot, wild lebenden Tieren der besonders geschützten Arten nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen, zu töten oder ihre Entwicklungsformen der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören (§ 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG).

Tötung setzt zunächst ein Einwirken auf das Tier voraus, das zu seinem Tode führt. Eine Tötung kann auch vorliegen, wenn durch eine Handlung der Tod nicht unmittelbar herbeigeführt wird, aber praktisch unvermeidbar ist. Der Verbotstatbestand ist auf das Individuum bezogen und im Rahmen der Eingriffszulassung generell durch geeignete Vermeidungsmaßnahmen, so weit möglich und verhältnismäßig, zu reduzieren.

Schwieriger ist die Einschätzung, wenn der Tod von Tieren durch den Betrieb einer Anlage unvermeidbar herbeigeführt wird. Unabwendbare Tierkollisionen, wie sie sich durch zufälliges Hineinlaufen oder Hineinfliegen einzelner Individuen in den Verkehr nach Inbetriebnahme einer Straße ergeben können, sind als allgemeines Lebensrisiko anzusehen und erfüllen nicht den Verbotstatbestand des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG (vgl. auch BUNDESREGIERUNG 2007: 11). In diesem Sinne hat auch das BVerwG entschieden. Soll das Tötungsverbot nicht zu einem unverhältnismäßigen Planungshindernis werden, so ist der Rechtsprechung gemäß das Tötungsverbot erst dann gegeben, wenn sich das **Tötungsrisiko vorhabensbedingt in signifikanter Weise erhöht** (vgl. BVerwG, 12. März 2008, 9A 3.06: RN 219). Davon kann bezogen auf Straßenbauvorhaben nur ausgegangen werden, sofern es erstens um Tiere solcher Arten geht, die aufgrund ihrer Verhaltensweisen gerade im Bereich des Vorhabens ungewöhnlich stark von den Risiken des vorhabensbedingten Straßenverkehrs betroffen sind, und sich zweitens diese besonderen Risiken durch die konkrete Ausgestaltung des Vorhabens einschließlich der geplanten Vermeidungs- oder Minderungsmaßnahmen nicht beherrschen lassen (vgl. BVerwG, 18. März 2009, 9 A 39.07: RN 58).

Ein über das allgemeine Lebensrisiko hinaus erhöhtes Tötungsrisiko kann sich somit insbesondere ergeben, wenn Anlagenteile beweglich sind (z.B. Flügel einer Windkraftanlage) oder Infrastrukturanlagen die Voraussetzungen für mit hohen Geschwindigkeiten betriebene Fortbewegungsmittel (insbesondere Kraftfahrzeuge, Eisenbahnen oder Flugzeuge) schaffen und der jeweilige Anlagenstandort oder Infrastrukturabschnitt in erhöhtem Maße von entsprechend gefährdeten Arten genutzt wird. Dies kann aber auch für unbewegliche Anlagenbestandteile gelten, welche von mobilen Tieren - zumindest bei bestimmten Sichtverhältnissen - schlecht wahrgenommen werden können wie z. B. Freileitungen, Spannseile (z. B. an Brücken), Masten, Leuchttürme oder große ungekennzeichnete Glasfronten, soweit diese aufgrund ihrer Lage, bspw. in stark frequentierten Flugrouten eine signifikante Gefährdungserhöhung verursachen. Eine derartig signifikante Erhöhung kann aus besonderen artspezifischen Empfindlichkeiten bzw. Risiken oder besonderen räumlichen Konfliktkonstellationen resultieren. So sind z. B. bei Arten wie Steinkauz, Schleiereule, Uhu oder Ziegenmelker besonders hohe Mortalitätsraten an Straßen nachgewiesen, die u. a. auch aus einer risikoerhöhenden Attraktionswirkung von Straßen (kleinsäugerreiche Böschungen, Aas etc.) resultieren. Besonders konfliktträchtige räumliche Konstellationen bestehen z. B., wenn stark frequentierte Wanderkorridore wie z. B. Amphibienwanderwege, Fledermausflugrouten, Wildwechsel oder zentrale Vogelzugrouten betroffen sind. Besteht die Gefahr einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos, so muss das vorhabensbedingte Kollisionsrisiko artspezifisch durch geeignete Vermeidungsmaßnahmen reduziert werden (vgl. KIEL 2007c: 11). Die an derartige Vermeidungsmaßnahmen zu stellenden Anforderungen sind umso größer, je bedeutsamer die betroffenen Wanderkorridore sind und je empfindlicher und gefährdeter die voraussichtlich betroffenen Arten sind. Gelingt es auch dann nicht, das Risiko entsprechend zu minimieren, ist der Verbotstatbestand erfüllt.

Für die Tötung oder Verletzung in Zusammenhang mit der Beeinträchtigung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten wurde in § 44 Abs. 5 BNatSchG eine Sonderregelung geschaffen. Nicht unter den Verbotstatbestand des § 44 Abs. 1 BNatSchG fallen danach unvermeidbare Tötungen oder der Fang von Tieren, welche sich im Zusammenhang mit der Beschädigung oder Zerstörung von Fortpflanzungsstätten ergeben, soweit deren

ökologische Funktion - gegebenenfalls durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen - im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt wird (vgl. § 44 Abs. 5 BNatSchG). Der Begriff unvermeidbar beinhaltet zunächst, dass vorrangig alle zumutbaren Maßnahmen für die Vermeidung von Tötungen zu ergreifen sind.

In diesem Zusammenhang sind insbesondere folgende Möglichkeiten denkbar:

1. Ein Vorhaben führt zu einer direkten Beschädigung bzw. Zerstörung von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten und damit einhergehenden baubedingten Tötungsrisiken.
2. Die Zerschneidungseffekte eines Vorhabens führen zu einer indirekten Beschädigung von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten und damit einhergehenden betriebsbedingten Tötungsrisiken.

Im ersten Fall sind zunächst alle zumutbaren Vermeidungsmaßnahmen zu treffen, wie beispielsweise spezielle Bauzeitenregelungen (Baufeldfreimachung außerhalb der Brutzeit) oder das Abfangen bzw. Vergrämen von Tieren. Soweit die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang erhalten bleibt, gegebenenfalls durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen, sind direkte Zugriffe wie das Abfangen und Umsiedeln von Tieren als Maßnahme zur Vermeidung von Tötungen sowie das unvermeidbare Restrisiko, dass nicht alle Tiere eingefangen werden können oder einzelne dabei zu Schaden kommen, von den Verbotstatbeständen freigestellt.

Im zweiten Fall sind zunächst alle zumutbaren Vermeidungsmaßnahmen zur Verminderung von Zerschneidungseffekten wie z. B. die Anlage von Amphibientunneln oder Grünbrücken vorzusehen. Im weiteren können auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen eingesetzt werden, um die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu erhalten: Bei einer Zerschneidung der Wanderbeziehungen zwischen Amphibienlaichgewässern und zugeordneten Landhabitaten kann dies bspw. die Anlage eines Laichgewässers im Bereich der Landhabitate sein, um den Wanderungsdruck zu vermindern. Verbleibt trotz aller zumutbaren Vermeidungsmaßnahmen ein signifikant erhöhtes Risiko für unabwendbare Tierkollisionen, das den Umfang des allgemeinen Lebensrisikos dieser Arten oder Artengruppen deutlich übersteigt, so ist der Verbotstatbestand der Tötung erfüllt.

2.4 Störungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG

Verbot, 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 (§ 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG).

Im Gesetzestext bezieht sich die Störung auf Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten. Hierdurch soll den besonders störungsempfindlichen Lebensphasen der Arten Rechnung getragen werden. Geschützt sind dadurch auch die während dieser Zeiten genutzten Stätten, sofern die Arten an bestimmte Flächen gebunden sind, deren spezifische Quantität und Qualität nicht unterschritten werden darf. Ferner sind auch Tiere geschützt, die für die geschützten Lebensphasen keine festgelegten Bereiche benutzen. Durch die Summierung der verschiedenen Schutzzeiten kann es zu einem ganzjährigen Schutz kommen, beispielsweise wenn Grünlandbereiche im Laufe eines Jahres als Fortpflanzungs-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderfläche dienen (vgl. LOUIS 2008: 66).

Eine Störung setzt voraus, dass eine Einwirkung auf das Tier erfolgt, die von diesem als negativ wahrgenommen wird. Die Störung nimmt Einfluss auf das Tier selbst. Sie bewirkt eine Beunruhigung, die zu Verängstigung, Flucht bzw. Meidung der beeinträchtigten Bereiche führen kann. Veränderungen, die ein Tier nicht wahrnehmen kann, stellen keine Störung dar, dies gilt bspw. für schleichende Veränderungen der Lebensstätten. Zu den Störungen gehören insbesondere Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umwelt, wie beispielsweise Lärm, Licht oder Bewegungsreize, die auf die betroffenen Tiere einwirken. Auch störende Kulissenwirkungen oder Barrierewirkungen, wie die Beeinträchtigung von Amphibienwanderungen, können als Störung von Tieren aufgefasst werden, sofern sie in Bezug auf die lokale Population in erheblichem Maße lebensraumeinschränkend sind, ohne jedoch zwangsläufig zur Tötung oder zum Verlust der ökologischen Funktion von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten zu führen (vgl. LBV-SH 2009: 16; Kiel 2007c: 16). Nach SOBOTTA (2007: 644) kann der Störungsbegriff auch die Zerstörung von Lebensräumen wie z. B. Nahrungshabitaten umfassen, „...da es kaum einen Unterschied machen kann, ob man Tiere durch Lärm vertreibt, oder durch die Beseitigung der Elemente, auf die sie angewiesen sind“. Auch das BVerwG geht davon aus, dass bspw. für Fledermäuse als Störungshandlungen die Verkleinerung der Jagdhabitats, die Unterbrechung von Flugrouten und Irritationen der Tiere durch den Straßenverkehr in Betracht kommen (vgl. BVerwG 12. März 2008, 9A 3.06: RN 230).

Werden Tiere an ihren Fortpflanzungs- und Ruhestätten gestört, kann dies zur Folge haben, dass diese Stätten für sie nicht mehr nutzbar sind. Insofern ergeben sich zwischen dem Störungstatbestand und dem Tatbestand der Beschädigung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten zwangsläufig Überschneidungen, soweit ein funktionales Verständnis des Begriffes der Beschädigung zum Tragen kommt (vgl. auch GELLERMANN & SCHREIBER 2007: 61).

Nur Störungen, die sich auf den Erhaltungszustand der **lokalen Population** auswirken, sind als erhebliche Störung einzustufen und können gegen den Verbotstatbestand des

§ 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG verstoßen. Bewertungsmaßstab für die erhebliche Störung ist also immer die Auswirkung auf die lokale Population.

Der Begriff der lokalen Population ist rechtlich nicht eindeutig definiert und im artenschutzrechtlichen Kontext von rein biologischen Populationsbegriffen zu unterscheiden. Auch fachlich wird eine räumliche Abgrenzung vielfach mit einer gewissen Unschärfe verbunden sein. Im Sinne des BNatSchG (§ 7 Abs. 2 Nr. 6) ist eine Population eine biologisch oder geographisch abgegrenzte Zahl von Individuen einer Art.

In der Begründung zur BNatSchG-Novelle 2007 wird der Begriff wie folgt definiert: „Eine lokale Population umfasst diejenigen (Teil-)Habitate und Aktivitätsbereiche der Individuen einer Art, die in einem für die Lebens(-raum)ansprüche der Art ausreichenden räumlich-funktionalen Zusammenhang stehen“ (BUNDESREGIERUNG 2007).

DIE LANA 2009 definiert die lokale Population in Anlehnung an KIEL (2007c: 17) als „eine Gruppe von Individuen einer Art, die eine Fortpflanzungs- oder Überdauerungsgemeinschaft bilden und einen zusammenhängenden Lebensraum gemeinsam bewohnen. Im allgemeinen sind Fortpflanzungsinteraktionen oder andere Verhaltensbeziehungen zwischen diesen Individuen häufiger als zwischen ihnen und Mitgliedern anderer lokaler Populationen derselben Art.“

Lokale Populationen werden i. d. R. artspezifisch und unter Berücksichtigung der Gegebenheiten des Einzelfalls abzugrenzen sein. Sie stellen nicht zwingend eine vollständige Fortpflanzungsgemeinschaft, sondern ein geographisch abgegrenztes Vorkommen einer Art dar. Ausgehend von den räumlichen Verteilungsmustern und den artspezifischen Kriterien wie z. B. Raumanspruch, Mobilitätsverhalten, Sozialstruktur, Organisation der Fortpflanzung etc. werden unterschiedliche Fallgruppen von lokalen Populationen zu betrachten sein (vgl. auch KIEL 2007c, FROELICH & SPORBECK 2008, MUNLV 2008: 22f., LANA 2009):

1. Arten mit gut abgrenzbaren örtlichen Vorkommen im Bezugsraum

Kleinräumig konzentrierte Populationen, bei denen sich viele Individuen bedingt durch eine enge Bindung an bestimmte wenig verbreitete Habitattypen bzw. -strukturen oder bestimmte Sozialstrukturen und Verhaltensweisen in gut abgrenzbaren Bereichen konzentrieren. Zu dieser Kategorie zählen somit Vorkommen von Arten mit einer punktuellen oder disjunkten Verbreitung oder solche mit lokalen Dichtezentren.

Die Abgrenzung sollte sich an den Beständen selbst bzw. den von ihnen besiedelten Habitaten und kleinräumigen Landschaftseinheiten orientieren (z. B. Gewässer, Waldbereiche, Grünlandkomplexe, Niederungen). Hier bildet das jeweils von der Störung betroffene Vorkommen die lokale Population. Kleinräumige bzw. isolierte lokale Populationen können ggf. auch deckungsgleich mit der Individuengemeinschaft einer funktional im räumlichen Zusammenhang abgegrenzten Fortpflanzungs- oder Ruhestätte sein. Sofern dies fachlich angemessen erscheint, können im Einzelfall auch die Bestände von Schutzgebieten als räumlicher Bezug herangezogen werden.

Beispiele sind die Laichgemeinschaften von Amphibien, die Reptilien eines Moores, die Libellen eines Teichgebietes oder Bachmuschelvorkommen eines Fließgewässerabschnitts, die Fledermäuse einer Wochenstube oder eines Winterquartiers, abgrenzbare Bestände von Vogelarten in einem Niederungs- oder aber einem bestimmten Waldbereich, Vogelansammlungen in Brutkolonien oder an Rastplätzen etc.

2. Arten mit flächiger Verbreitung im Bezugsraum

Bei Arten mit einer weitgehend flächigen Verbreitung kann im Hinblick auf das artenschutzrechtliche Störungsverbot eine Abgrenzung nach populationsökologischen Kriterien ggf. nicht möglich sein.

Dann kann die lokale Population nur pragmatisch abgegrenzt und z. B. auf den Bereich einer naturräumlichen Landschaftseinheit bezogen werden. Hierfür dürften sich in der Regel die von MEYNEN & SCHMITHÜSEN (1953-1963) definierten naturräumlichen Untereinheiten oder aber bei Arten mit größerer Mobilität die dreistelligen Haupteinheiten anbieten. Es ist davon auszugehen, dass die Bestandszahlen für diese Bezugsräume häufig nur geschätzt werden können.

Wo eine naturräumliche Abgrenzung fachlich nicht sinnvoll oder möglich ist, können unter pragmatischen Gesichtspunkten ggf. auch planerische Grenzen (bspw. das Untersuchungsgebiet einer UVS oder eines LBP oder Schutzgebietsgrenzen) zu Grunde gelegt werden. Dies bietet den Vorteil, dass entsprechende Datengrundlagen für eine Beurteilung vorhanden sind. Beispiele sind die Vorkommen von Feldlerchen oder Neuntöttern innerhalb des Untersuchungsgebietes eines LBP.

3. Arten mit sehr großen Aktionsräumen

Bei Arten mit sehr großen Raumansprüchen, bei denen eine Anwendung der Punkte 1.) und 2.) nicht zutreffend ist (z. B. Schwarzstorch, Schreiadler, Luchs, Wolf, Wildkatze, Braunbär), ist die Abgrenzung einer lokalen Population auch bei flächiger Verbreitung häufig nur unter pragmatischen Gesichtspunkten möglich. In diesem Fall ist (insbesondere bei seltenen Arten) vorsorglich das einzelne Brutpaar oder das Rudel als lokale Population zu betrachten. Bei diesen Arten ist nicht auszuschließen, dass sich die Störung eines einzelnen Individuums, Brutpaares bzw. Familienverbands bereits auf die jeweilige lokale Population auswirkt und das Störungsverbot erfüllt.

Eine "**Verschlechterung des Erhaltungszustandes**" der lokalen Population ist entsprechend der Begründung zur BNatSchG-Novelle 2007 insbesondere dann anzunehmen, wenn die Überlebenschancen, der Bruterfolg oder die Reproduktionsfähigkeit der lokalen Population vermindert werden, wobei dies artspezifisch für den jeweiligen Einzelfall untersucht und beurteilt werden muss (BUNDESREGIERUNG 2007: 11).

Die LANA 2009 konkretisiert diese Definition wie folgt:

„Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes ist immer dann anzunehmen, wenn sich als Folge der Störung die Größe oder der Fortpflanzungserfolg der lokalen Population signifikant und nachhaltig verringert. Bei häufigen und weit verbreiteten Arten führen kleinräumige Störungen einzelner Individuen im Regelfall nicht zu einem Verstoß gegen das Störungsverbot. Störungen an den Populationszentren können aber auch bei häufigeren Arten zur Überwindung der Erheblichkeitsschwelle führen. Demgegenüber kann bei landesweit seltenen Arten mit geringen Populationsgrößen eine signifikante Verschlechterung bereits dann vorliegen, wenn die Fortpflanzungsfähigkeit, der Bruterfolg oder die Überlebenschancen einzelner Individuen beeinträchtigt oder gefährdet werden.“

Eine derartige Einschätzung erfordert zunächst eine Einschätzung des bestehenden Erhaltungszustands, wozu sich die bundesweit als Standardmethode für das FFH-Monitoring eingeführte „ABC-Bewertung“ mit den entsprechenden artspezifischen Bewer-

tungsmatrices (vgl. SCHNITTLER et al. 2006) anbietet (KIEL 2007c: 19f.). Relevante Kriterien sind danach:

- der Zustand der Population,
- die vorhandenen Habitatqualitäten (quantitativ und qualitativ),
- vorhandene Beeinträchtigungen

Im Weiteren sind die vorhabensbedingten Veränderungen zu prognostizieren.

Grundsätzlich ist in diesem Zusammenhang anzumerken, dass dieser Sachverhalt am einfachsten bei einer kleinräumigen, auf das konkrete Vorhaben bezogenen, pragmatischen Abgrenzung der lokalen Population beurteilt werden kann, da in diesem Fall zu meist geeignete Datengrundlagen vorliegen. Bei einer großflächigen Abgrenzung kann bereits die Beurteilung des Ausgangszustands auf Grund von Datenlücken Probleme aufwerfen. Zudem wird es für eine sachgerechte Beurteilung, insbesondere auch vor dem Hintergrund des Kriteriums der Beeinträchtigung, erforderlich sein, neben dem die Beurteilung auslösenden Vorhaben, auch weitere Vorhaben oder Nutzungsänderungen zu berücksichtigen, deren Effekte in der Summe zu einer Verschlechterung des Erhaltungszustands führen können. Der Bezugsraum ergibt sich dabei durch die Abgrenzung der lokalen Population. Eine kleinräumige Abgrenzung ist somit auch diesbezüglich vorteilhaft.

Bei der Beurteilung der Störungsverbote sind vorgesehene Vermeidungsmaßnahmen zu berücksichtigen. Ebenso erscheint es sinnvoll, vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) mit einzubeziehen, auch wenn dies in § 44 Abs. 5 BNatSchG für Störungstatbestände nicht explizit vorgesehen ist. Vorgezogener Ausgleich muss dazu führen, dass die Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang ihre ökologische Funktion behalten. Wenn dem so ist, weil durch die vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen negative Effekte von Störungen auf die ökologische Funktion von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nicht zum Tragen kommen, wird sich der Erhaltungszustand der lokalen Population auch nicht verschlechtern.

In diesem Sinne ist auch das BVerwG zu interpretieren, welches am Beispiel der Klappergrasmücke zu dem Schluss kommt, dass „unter Berücksichtigung vorgesehener Kompensationsmaßnahmen nicht erkennbar ist, dass sich der Erhaltungszustand der lokalen Population der Klappergrasmücke verschlechtern wird, zumal die Kompensationsmaßnahmen überwiegend schon baubegleitend ins Werk gesetzt werden müssen“ (vgl. BVerwG 12. März 2008, 9A 3.06: RN 259).

2.5 Zu berücksichtigendes Artenspektrum

In § 44 Abs. 5 BNatSchG wird der Anwendungsbereich der Verbotstatbestände für nach § 15 BNatSchG zugelassene Eingriffe sowie nach den Vorschriften des Baugesetzbuches zulässige Vorhaben im Sinne des § 21 Abs. 2 Satz 1 auf europäische Vogelarten,

Arten des Anhangs IV FFH-RL sowie solche Arten begrenzt, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG aufgeführt sind.¹

Unstrittig ist, dass die Arten des Anhang IV FFH-RL in vollem Umfang artspezifisch zu berücksichtigen sind.

Noch nicht abschließend geklärt ist, wie sonstige Arten und insbesondere sogenannte „Allerweltsarten“, d. h. ubiquitäre, weit verbreitete bzw. allgemein sehr häufige Arten zu behandeln sind, wie sie sich insbesondere unter den „europäischen Vogelarten“ finden. Anzustreben ist ein naturschutzfachlich valider und zugleich pragmatischer, den Arbeitsaufwand reduzierender Umgang mit diesen Arten.

In verschiedenen Bundesländern sind diesbezüglich landesspezifische Listen erstellt worden, welche eine Unterscheidung in nach unterschiedlicher Intensität zu behandelnde Artengruppen vorsehen.

So hat bspw. **Schleswig Holstein** bei den Vogelarten folgende Differenzierung vorgenommen:

- Arten die auf Artniveau, d. h. Art für Art zu behandeln sind - (Rote Liste Brutvögel Schleswig-Holstein Kategorien 0, 1, 2, 3 und R, Arten des Anhangs I der VSchRL, Arten mit besonderen Ansprüchen an Fortpflanzungs- und Ruhestätten wie z. B. Koloniebrüter) und
- nicht gefährdete Arten ohne besondere Habitatansprüche, welche in Artengruppen (z. B. Gebüschbrüter) zusammengefasst betrachtet werden sollen. Eine ggf. erforderliche Befreiung soll in der Folge für die jeweilige Artengruppe pauschal beantragt werden. Die Artengruppen sind vom LANU erarbeitet worden (vgl. LBV-SH 2009: 5)

Auch in **Nordrhein-Westfalen** werden so genannte „planungsrelevante Arten“ abgegrenzt, für die i. d. R. eine artspezifische Betrachtung erforderlich ist. Als planungsrelevant werden betrachtet:

- Sämtliche Anhang IV-Arten
- Streng geschützte Vogelarten
- Vogelarten des Anhangs I VS-RL und des Artikel 4 (2) VS-RL

¹ In der Neufassung des BNatSchG wurden die artenschutzrechtlichen Zugriffsverbote auf den Kreis der Arten ausgedehnt, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG aufgeführt sind. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit wird darin ermächtigt, Tier- und Pflanzenarten oder Populationen solcher Arten unter besonderen Schutz zu stellen, die in ihrem Bestand gefährdet sind und für die die Bundesrepublik Deutschland in hohem Maße verantwortlich ist. Die Kriterien, anhand derer die Verantwortlichkeit Deutschlands für die weltweite Erhaltung von Populationen bestimmt wird, sind Anteil am Weltbestand, Lage im Areal und weltweite Gefährdung (GRUTTKE et al. 2003). Die Zugriffsverbote nach § 44 BNatSchG sind für diese Arten erst nach Vorliegen einer solchen Rechtsverordnung verbindlich zu beachten.

- Vogelarten der Rote-Liste-Kategorien 1, 2, 3, R, I
- Koloniebrüter

Im weiteren Planungsverfahren soll ggf. im Einzelfall die Bearbeitung weiterer Arten geklärt werden (Auswahlkriterien wären z. B. bedeutende lokale Population, Gefährdung im Naturraum). Die übrigen nicht „planungsrelevanten Arten“ werden als ubiquitäre Arten angesehen, welche sich in einem günstigen Erhaltungszustand befinden (vgl. KIEL 2007c: 4ff.).

Die Empfehlungen für das Land NRW gehen im Weiteren davon aus, dass die ubiquitären Arten bei herkömmlichen Planungsverfahren im Regelfall nicht von populationsrelevanten Beeinträchtigungen bedroht sind. Ebenso wäre bei ihnen grundsätzlich keine Beeinträchtigung der ökologischen Funktion ihrer Lebensstätten zu erwarten (vgl. KIEL 2007c: 5).

Schleswig-Holstein sieht den Verbotstatbestand für ungefährdete Arten ohne besondere Habitatansprüche als nicht erfüllt an, wenn auf diese Arten bezogene Ausgleichsmaßnahmen durchgeführt werden. Dabei wird kein vorgezogener Ausgleich für erforderlich gehalten, da die verzögerte Wirksamkeit der Maßnahmen für die betroffenen Populationen hinnehmbar ist (vgl. LBV-SH-2009: 12).

2.5.1 Handlungsempfehlungen

Entsprechend den gesetzlichen Vorgaben und der aktuellen Rechtsprechung ist es nicht möglich, ubiquitäre Arten komplett unberücksichtigt zu lassen. So hat das BVerwG klargestellt, dass die Frage, ob Brut- oder Nistplätze von ubiquitären Arten durch ein Vorhaben betroffen sind, nicht mit der Begründung, es handele sich um irrelevante bzw. allgemein häufige Arten, ungeprüft gelassen werden kann (BVerwG vom 12. März 2008, 9 A 3.06: RN 225). Insofern wird eine Prüfung regelmäßig erforderlich sein, die aber nicht die Prüftiefe aufweisen muss, wie sie für weniger häufige oder gefährdete Arten benötigt wird.

Grundsätzlich erscheint vor diesem Hintergrund das in verschiedenen Bundesländern praktizierte Vorgehen empfehlenswert, eine Unterscheidung vorzunehmen zwischen Arten, welche einer detaillierten und Arten, welche i. d. R. nur einer verminderten Untersuchungstiefe bedürfen. Für die Auswahl der im Rahmen von Eingriffsvorhaben im Sinne des § 44 Abs. 5 BNatSchG vertieft, d. h. **Art für Art zu betrachtenden Arten** bieten sich in Anlehnung an die bereits vorhandenen Leitfäden (s. o.) folgende Kriterien an:

- Sämtliche in Anhang IV FFH-RL ausgewiesene Arten
- Vogelarten deren Erhaltungszustand als ungünstig-unzureichend (gelb) oder ungünstig-schlecht (rot) einzustufen ist
- Vogelarten der Rote-Liste-Kategorien (0) 1, 2, 3, R, V (ungünstigste Bewertung aus Bundes- und Landesliste maßgeblich, da Bundesländer, in denen die Art noch häufiger vorkommt, eine besondere Verantwortung haben)

- Koloniebrüter
- Arten, die in ihrem Bestand gefährdet sind und für die Deutschland in hohem Maße verantwortlich ist, sobald eine Rechtsverordnung nach § 54 BNatSchG vorliegt.

Da zur Ausscheidung der Arten den Roten Listen eine hohe Bedeutung zukommt, sind hohe Anforderungen an deren Aktualität zu stellen. Soweit Rote Listen älter als 10 Jahre sind, sind weitere Auswahlkriterien, wie bspw. die Populationstrends der europäischen Vogelarten, wie sie vom Dachverband Deutscher Avifaunisten (SUDFELDT et al. 2007) oder dem European Birds Census Council zusammengestellt werden, heranzuziehen.

Darüber hinaus sind auch weitere europäische Vogelarten in die artenschutzrechtliche Beurteilung mit einzubeziehen. Sie können i. d. R. in einer gruppenweisen Betrachtung berücksichtigt werden, bei der nach Habitatansprüchen untergliederte Artengruppen (Gebüschbrüter, Offenlandarten, Waldarten etc.) zusammengefasst werden, wie dies bspw. der Leitfaden des LBV-SH 2009 vorsieht, bei Bedarf (z. B. bei selteneren Arten wie Kolbenente, Mittelsäger, Schlagschwirl, Wasseramsel, Beutelmeise) aber auch Art für Art betrachtet werden.

Als besondere Gruppe sind die **sehr häufigen, ubiquitären Vogelarten** hervorzuheben. Sie sind letztlich nicht aus fachlichen, sondern lediglich aus Gründen der Rechtssicherheit in die artenschutzrechtliche Beurteilung mit einzubeziehen, wobei eine Nennung und ggf. gruppenweise Betrachtung als ausreichend angesehen werden kann. Unter ubiquitären Arten werden hier in der intensiv genutzten Durchschnittslandschaft allgemein verbreitete, sehr häufige, nicht gefährdete Arten verstanden, welche zumeist hinsichtlich ihrer Habitatanforderungen wenig spezialisiert d. h. euryök sind und große Bestände aufweisen. Die Arten sind i. d. R. gut an die vorherrschenden Flächennutzungsmuster der intensiven Land- und Forstwirtschaft sowie der Siedlungsbereiche angepasst. Als sehr häufige bzw. ubiquitäre Vogelarten können orientierungsweise jene Arten gelten, die mit mehr als 1 Million Brutpaaren in Deutschland vorkommen und die auch nicht aufgrund starker Abnahmetrends als gefährdet angesehen werden (vgl. SÜDBECK et al. 2007). Dazu zählen Amsel, Singdrossel, Star, Rotkehlchen, Zaunkönig, Fitis, Zilpzalp, Blau-, Kohl- und Tannenmeise, Mönchs- und Gartengrasmücke, Heckenbraunelle, Buch- und Grünfink, Goldammer, Wintergoldhähnchen und Ringeltaube.

Bezüglich der Verbotstatbestände lässt sich feststellen, dass ein Eintreten des **Störungstatbestandes** für ubiquitäre Arten i. d. R. ausgeschlossen werden kann. Die geringe Spezialisierung sowie der hohe Anteil an geeigneten Habitatstrukturen führen dazu, dass räumlich zusammenhängende lokale Populationen sehr großflächig abzugrenzen sind und i. d. R. sehr hohe Individuenzahlen aufweisen. Vorhabensbedingte Störungen betreffen daher nur geringe Bruchteile der lokalen Population. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustands der lokalen Population und damit die Erfüllung des Verbotstatbestands der erheblichen Störung, kann unter diesen Voraussetzungen ausgeschlossen werden. Auch das BVerwG kommt in Hinblick auf allgemein häufige Arten zu dem Urteil, dass „... ihre lokalen Populationen naturgemäß Ausdehnungen haben, die es ihnen ermöglichen, Störungen einzelner Brutreviere zu verkraften, ohne dass die Population als Ganzes destabilisiert wird“. Im Weiteren wird betont, dass dies umso mehr zutrifft, als die im Nahbereich der Trasse vorhandenen Habitatstrukturen auch in anderen Bereichen des Lichtenauer Hochlands und des angrenzenden Gebiets vorhanden sind und durch

die geplanten landschaftspflegerischen Maßnahmen auf großen Flächen gezielt weiterentwickelt werden (vgl. BVerwG 12. März 2008, 9A 3.06: 258).

Die weite Verbreitung und Häufigkeit der ubiquitären Arten bedingt, dass Infrastrukturvorhaben i. d. R. eine **Beschädigung und Zerstörung von Fortpflanzungsstätten** dieser Arten zur Folge haben. Zur Beurteilung, ob Verbotstatbestände erfüllt sind, ist dann insbesondere zu klären, inwieweit die ökologische Funktion der betroffenen Brutstandorte im räumlichen Zusammenhang erhalten werden kann. Da ubiquitäre Vogelarten keine besonderen Habitatanforderungen stellen, wird davon ausgegangen, dass die im Rahmen der Eingriffsregelung erforderlichen Kompensationsmaßnahmen zur Bewahrung des Status-quo von Natur und Landschaft ausreichend sind, um die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang zu erhalten. Der räumliche Zusammenhang ist für diese Arten so weit zu fassen, dass bis zur vollen Wirksamkeit der Kompensationsmaßnahmen möglicherweise auftretende, vorübergehende Verluste an Brutrevieren nicht zu einer Einschränkung der ökologischen Funktion im räumlichen Zusammenhang führen. Darüber hinaus werden diese Arten häufig auch von den vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen für gefährdetere Arten profitieren.

Der **Verbotstatbestand der Tötung** kann im Zusammenhang mit Infrastrukturvorhaben insbesondere durch Fahrzeugkollisionen sowie bei der baubedingten Zerstörung von Brutstandorten auftreten. Da die ubiquitären Vogelarten i. d. R. keine klar abgrenzbaren, stark frequentierten Flugrouten aufweisen und die Arten definitionsgemäß in sehr hohen Bestandszahlen vorkommen, ist ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko nicht zu erwarten. Baubedingte Tötungsrisiken sind durch entsprechende Bauzeitenregelungen zu vermeiden.

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass die ubiquitären Arten aus Gründen der Rechtssicherheit im Prüfprozess mitgeführt werden sollten, hier aber mit deutlich verringerter Prüftiefe behandelt werden können und sich i. d. R. Argumente für ein Nichteintreten der Verbotstatbestände ergeben werden.

Im Regelfall wird sich vor Beginn des LBP und der artenschutzrechtlichen Prüfung die Durchführung eines Scoping empfehlen, in dem festgelegt wird, welche Arten in welcher Untersuchungstiefe im jeweiligen Einzelfall zu betrachten sind. Dabei sind ggf. auch Festlegungen für weitere, naturschutzfachlich bedeutsame und nicht den speziellen artenschutzrechtlichen Regelungen unterfallende Arten (z. B. regional wertgebende Arten, Zeigerarten, Indikatorarten) zu treffen, welche im Rahmen der Eingriffsregelung als Schutzgut / Teilbereich „Pflanzen und Tiere“ entsprechend der üblichen Operationalisierung des Naturhaushalts in Form einer geeigneten und repräsentativen Auswahl abgedeckt bzw. bearbeitet werden.

2.6 Ausnahmeveraussetzungen

Die erforderlichen Voraussetzungen für eine Ausnahme von den Verbotstatbeständen sind nicht primärer Gegenstand des Forschungsvorhabens und werden daher nur übersichtsartig dargestellt.

Soweit artenschutzrechtliche Verbote des § 44 BNatSchG erfüllt sind, wird in § 45 Abs. 7 BNatSchG die Möglichkeit eröffnet, im Einzelfall Ausnahmen von den Verboten zuzulas-

sen. Den zuständigen Behörden wird mit dieser Regelung die Möglichkeit eröffnet, ein Vorhaben trotz Erfüllung der Verbotstatbestände zuzulassen. Die Möglichkeit einer Ausnahme ist dabei an folgende Voraussetzungen geknüpft:

- Es darf keine zumutbare Alternative geben.
- Es müssen entsprechende Rechtfertigungsgründe vorliegen, d h. für das Vorhaben müssen zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses sprechen, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art (vgl. § 4 Abs. 7 Satz 1 Nr. 5) oder das Vorhaben muss im Interesse der Gesundheit des Menschen, der öffentlichen Sicherheit, einschließlich der Landesverteidigung und des Schutzes der Zivilbevölkerung sein, oder maßgeblich günstige Auswirkungen auf die Umwelt haben (vgl. § 45 Abs. 7 Satz 1 Nr. 4).
- Der Erhaltungszustand der Populationen der betroffenen Art darf sich nicht verschlechtern (soweit nicht Artikel 16 Abs. 1 der Richtlinie 92/43/EWG weitergehende Anforderungen enthält).

Bereits die Nichteinhaltung einer dieser Bedingungen kann dazu führen, dass eine Ausnahme nicht erteilt werden kann.

Artikel 16 Abs. 3 FFH-RL und Artikel 9 Abs. 2 VS-RL sind bei den Ausnahmen zu beachten. Diese Regelungen beinhalten insbesondere behördliche Dokumentationspflichten zu den Ausnahmen sowie Meldepflichten an die EU.

2.6.1 Zumutbare Alternative

In der Planungspraxis wird als erstes zu prüfen sein, ob eine zumutbare Alternative vorliegt, mit der sich das Eintreten artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände vermeiden oder signifikant vermindern lässt.

In Anlehnung an die Rechtsprechung zur FFH-Verträglichkeitsprüfung wird davon auszugehen sein, dass eine Alternative vorzugswürdig ist, wenn sich mit ihr die Planungsziele ohne Eintreten der Verbotstatbestände oder mit einer signifikanten Verringerung der die Verbotstatbestände auslösenden Beeinträchtigungen verwirklichen lassen. Eine Alternativenlösung setzt voraus, dass sich die zulässigerweise verfolgten Planungsziele trotz ggf. hinnehmbarer Abstriche auch erreichen lassen (vgl. bezogen auf den Alternativenvergleich in der FFH-Verträglichkeitsprüfung BVerwG 12. März 2008, 9 A 3.06: RN. 170 ff.).

Als Alternativen können sowohl alternative Standorte bzw. Linienführungen, als auch technische Modifikationen in der Vorhabensausgestaltung (z. B. lichte Höhe und Weite von Brückenbauwerken, Anlage von Querungshilfen etc.) angesehen werden. Bei letzteren besteht ein fließender Übergang zu den Vermeidungsmaßnahmen, welche jedoch gleichfalls zumutbar sein müssen.

Planungsalternativen müssen nicht erschöpfend, sondern nur so weit ausgearbeitet und untersucht werden, dass sich sicher einschätzen lässt, ob sie habitat- oder artenschutzrechtliches Beeinträchtigungspotenzial bergen und ob sich aufgrund dessen die Vor-

schriften der FFH- oder Vogelschutzrichtlinie am Alternativstandort als ebenso wirksame Zulassungssperre erweisen, wie am Ort der ausgewählten Vorzugstrasse (vgl. BVerwG 09. Juli 2008, 9 A 14.07: RN 121).

Im Zuge einer Alternativenprüfung wird zunächst zu beurteilen sein, in welchem Maße sich das Eintreten artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände vermeiden oder vermindern läßt. Das Maß an Vermeidung bzw. Verminderung stellt den mit einer Alternative erzielbaren Gewinn dar.

Relativ klar ist der Sachverhalt, wenn sich mit einer Alternative ein Eintreten artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände vollständig vermeiden läßt. Hier sind die Vorteile der Alternative abhängig von der Schwere des am ursprünglichen Standort gegebenen Verbotstatbestandes. Leicht zu handhaben ist auch die Situation, wenn zu vergleichende Varianten Verbotstatbestände auslösen, welche die gleichen Arten, diese aber in unterschiedlichem Umfang betreffen.

Schwieriger ist die Beurteilung in den sicherlich nicht selten vorliegenden Fällen, wo zu vergleichende Varianten Verbotstatbestände für unterschiedliche Arten auslösen. Auch wenn alle Anhang IV-Arten bzw. alle Vogelarten formalrechtlich gleich gewertet werden, so muss es aus fachlicher Sicht als plausibel angesehen werden, naturschutzfachliche Differenzierungskriterien in den Alternativenvergleich mit einzubeziehen. Dies sind neben der Anzahl der betroffenen Arten, für die Verbotstatbestände erfüllt werden und dem Umfang der Beeinträchtigung insbesondere der Gefährdungsgrad und der Erhaltungszustand einer Art sowie die Möglichkeiten für eine relativ zeitnahe Kompensation der Beeinträchtigungen. Dieser Ansatz wird auch dadurch gestützt, dass eine Trasse unzulässig ist, welche zur Folge hat, dass sich der Erhaltungszustand der Populationen der betroffenen Arten verschlechtert. Auch hinsichtlich dieser Beurteilung sind Gefährdungsgrad, Erhaltungszustand und Kompensationsmöglichkeiten von besonderer Bedeutung.

Nachdem die artenschutzrechtlichen Vorteile einer Alternative beurteilt wurden, ist die Zumutbarkeit der Alternativlösung zu prüfen. Das dem Planungsträger zugemutete Maß an Vermeidungsanstrengungen darf nicht außerhalb jedes vernünftigen Verhältnisses zu dem damit erzielbaren Gewinn für die betroffenen Arten stehen (vgl. BVerwG 9 A 3.06, März 2008: RN. 170 ff.).

Insoweit sind den ermittelten artenschutzrechtlichen Vorteilen einer Alternative sämtliche möglichen Nachteile gegenüberzustellen. Dies umfasst sowohl gewichtige, nicht dem Artenschutz zurechenbare Naturschutzaspekte als auch gewichtige naturschutzexterne Sachverhalte wie Gesundheit und Wohlbefinden des Menschen, verkehrstechnische Aspekte oder Kostengesichtspunkte.

2.6.2 Rechtfertigungsgründe

Als Voraussetzung für die ausnahmsweise Zulassung eines Vorhabens sind bei Infrastrukturvorhaben insbesondere zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art (§ 45 Abs. 7 Nr. 5 BNatSchG) sowie im Interesse der Gesundheit des Menschen liegen-

de Gründe relevant. Zu letzteren können in bestimmten Fällen bspw. die innerörtlichen Entlastungswirkungen einer Ortsumfahrung zählen. Zur Entscheidungsfindung sind die für das Vorhaben sprechenden Belange den artenschutzrechtlichen Beeinträchtigungen gegenüber abzuwägen (vgl. LOUIS 2009: 97).

Neben der Schwere der artenschutzrechtlich relevanten Beeinträchtigungen ist hierbei auch zu berücksichtigen, inwieweit der Erhaltungszustand der betroffenen Arten durch geeignete Maßnahmen bewahrt wird.

Nicht abschließend geklärt ist, inwieweit die Ausnahmetatbestände des (§ 45 Abs. 7 Nr. 5 BNatSchG) vollumfänglich mit den die Vogelarten betreffenden Anforderungen des Artikel 9 VS-RL zu vereinbaren sind, da Artikel 9 VS-RL den Ausnahmegrund des überwiegenden öffentlichen Interesses nicht kennt.

Da die europäischen Vogelarten jedoch nicht per se schutzwürdiger sind als die Arten des Anhang IV FFH-RL, ergeben sich insbesondere auch in Hinblick auf Artikel 2 der VS-RL, der eine Berücksichtigung wirtschaftlicher und freizeitbedingter Erfordernisse beim Vogelschutz vorsieht, durchaus gute Argumente für eine Parallelisierung der Rechtfertigungsgründe des Artikel 9 Abs. 1 VS-RL mit jenen des Artikel 16 FFH-RL (vgl. GELLERMANN 2007c: 137; PHILIPP 2008: 597). U. U. könnte auch der Rechtfertigungsgrund der vernünftigen Nutzung bestimmter Vogelarten in geringen Mengen nach Art. 9 Abs. 1 Buchst. c in diesem Sinne ausgelegt werden (SOBOTTA 2007: 649).

2.6.3 Erhaltungszustand der Populationen der betroffenen Art

Eine weitere Voraussetzung für die Zulassung einer Ausnahme ist, dass sich der Erhaltungszustand der Populationen der betroffenen Art nicht verschlechtert. Diese Voraussetzung gilt vorbehaltlich weitergehender Anforderungen aus Artikel 16 Abs. 1 FFH-RL. Dort wird als Bedingung formuliert, dass die Populationen der betroffenen Art in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet trotz der Ausnahmeregelung ohne Beeinträchtigung in einem günstigen Erhaltungszustand verweilen.

Zu klären ist in diesem Zusammenhang, ob eine Ausnahmegenehmigung auch dann erteilt werden kann, wenn der Erhaltungszustand einer Art bereits vor Durchführung des Eingriffs als ungünstig anzusehen ist. Der EuGH hat hier in seinem Urteil gegenüber Österreich die Auffassung vertreten, dass nach Art. 16 Abs. 1 der Habitatrichtlinie der günstige Erhaltungszustand der Populationen der betreffenden Tierarten in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet eine unabdingbare Voraussetzung für die Zulassung der in dieser Vorschrift vorgesehenen Ausnahmen ist (vgl. Urteil vom 10. Mai 2007, Kommission/Österreich, C 508/04, RN. 115).

Im Zusammenhang mit einem Ausnahmeverfahren zur Genehmigung der Jagd auf Wölfe, deren Erhaltungszustand als nicht günstig anzusehen war, hat der EuGH allerdings entschieden, dass solche Ausnahmen unter „außergewöhnlichen Umständen“ weiterhin zulässig sind, wenn hinreichend nachgewiesen ist, dass sie den ungünstigen Erhaltungszustand der Populationen nicht verschlechtern oder die Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands nicht behindern können (vgl. Urteil vom 14. Juni 2007, Kommission/Finnland, C-342/05, RN. 29).

Vor diesem Hintergrund ist davon auszugehen, dass die Möglichkeiten für eine Ausnahmegenehmigung um so eingeschränkter sind, je ungünstiger der Erhaltungszustand einer Art und dessen Trend sich darstellen, bzw. je ungünstiger der Erhaltungszustand ist, desto schwerwiegender müssen auch die Gründe sein, die für eine Ausnahmegenehmigung sprechen (vgl. auch RUBIN 2007). Mindestanforderung ist dabei jedoch immer die Bewahrung des Status quo. Eine Ausnahme für ein Vorhaben, durch das eine Verschlechterung des Erhaltungszustands verursacht wird, ist in der Regel nicht möglich. „Das Nettoergebnis einer Ausnahmeregelung sollte für eine Art immer neutral oder positiv sein“ (EU-KOMMISSION 2007b: 69).

Um eine Verschlechterung des Erhaltungszustands einer Population zu vermeiden, können nach Auffassung der EU-Kommission auch spezielle kompensatorische Maßnahmen eingesetzt werden. Diese Maßnahmen werden häufig „Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustands“ oder auch „FCS-Maßnahmen“ genannt, da sie dazu dienen sollen, einen günstigen Erhaltungszustand (Favourable Conservation Status) zu bewahren. Diese Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustands der betroffenen Populationen sind zwar weder in der FFH-RL noch im BNatSchG explizit erwähnt und somit nicht verbindlich vorgeschrieben. Entsprechend den Empfehlungen der EU Kommission sind sie jedoch zweckmäßig, um eine Ausnahme insbesondere hinsichtlich der Bewahrung eines guten Erhaltungszustands zu rechtfertigen. Die EU-Kommission nennt folgende Anforderungen für derartige FCS-Maßnahmen:

- Die Maßnahmen müssen die negativen Auswirkungen des Vorhabens den spezifischen Gegebenheiten entsprechend ausgleichen.
- Die Maßnahmen müssen eine hohe Erfolgchance / Wirksamkeit aufweisen und auf bewährten Fachpraktiken basieren.
- Sie müssen die Möglichkeit garantieren, dass eine Art einen guten Erhaltungszustand erreichen kann.
- Sie müssen möglichst schon vor oder spätestens zum Zeitpunkt der Zerstörung einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte Wirkung zeigen (Ob gewisse zeitliche Verzögerungen hingenommen werden können oder nicht, ist in Abhängigkeit von den betroffenen Arten und Habitaten zu beurteilen) (vgl. EU-KOMMISSION 2007b: 70ff.).

Aus Gründen der Praktikabilität und in Abgrenzung zu den „vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen“ wird in Abhängigkeit von den betroffenen Habitaten und Arten durchaus eine gewisse Verzögerung zwischen Eingriffszeitpunkt und voller Wirksamkeit einer FCS-Maßnahme akzeptiert werden können (vgl. auch EU-KOMMISSION 2007b: 70ff.). Voraussetzung hierfür ist aber, dass der Erhaltungszustand einer Art nicht bereits derart schlecht ist und die Wiederherstellbarkeit der erforderlichen Habitatstrukturen derart ungünstig ist, dass vorübergehende Funktionsverminderungen eine irreversible Auswirkung auf den Erhaltungszustand der Art haben, d. h. in überschaubaren Zeiträumen, bzw. mit einer ausreichenden Sicherheit nicht wieder ausgeglichen werden können.

Entsprechend dem EU-Guidance Document ist sowohl der Erhaltungszustand auf der Ebene der lokalen Population, als auch auf der Ebene der Population in der biogeografischen Region eines Mitgliedstaates zu berücksichtigen (vgl. ebda: 69). Vor dem Hinter-

grund des föderalen Systems der BRD und der auf der Ebene der Bundesländer bezogenen Erfassungs- und Artenschutzprogramme, kann als weitere Zwischenebene die Population der biogeografischen Region des jeweiligen Bundeslandes berücksichtigt werden.

Soweit auf einer niedrigen Populationsebene der Beleg erbracht werden kann, dass eine vorhabensbedingte Verschlechterung des Erhaltungszustands einer Art nicht zu erwarten ist, wird dies i. d. R. auch für die höheren Populationsebenen gelten. Grundsätzlich wird es sich daher, insbesondere bei Arten mit kleinflächigeren Raumannsprüchen, empfehlen, zunächst die Situation auf Ebene der lokalen Population zu beurteilen. Für diese Ebene liegen i. d. R. die erforderlichen Daten vor, bzw. sind zu erfassen, um vorhabensspezifische Beeinträchtigungen zu beurteilen und geeignete Maßnahmen planen und hinsichtlich ihrer Wirksamkeit beurteilen und ggf. überprüfen zu können.

Soweit der Erhaltungszustand auf der übergeordneten Ebene der biogeographischen Region des Bundeslandes oder des Mitgliedstaates deutlich ungünstiger ist als auf der lokalen Ebene, muss die Wirksamkeit der vorgesehenen lokalen Maßnahmen in besonderem Maß nachgewiesen und gewährleistet sein.

Bei Arten mit großen Raumannsprüchen wie z. B. dem Luchs oder wenn der Erhaltungszustand und die Habitatentwicklungsmöglichkeiten auf lokaler Ebene deutlich ungünstiger sind, als auf der Ebene des Bundeslandes oder des Mitgliedsstaates, ist die nächsthöhere geeignete Beurteilungsebene zu Grunde zu legen. Auch in diesem Fall empfiehlt es sich, den Nachweis einer Nichtverschlechterung des Erhaltungszustands durch die Planung entsprechender Ausgleichsmaßnahmen zu erbringen. Der Suchraum ist dabei entsprechend der Populationsebene erweitert.

Neben dem Nachweis der Nichtverschlechterung durch Ausgleichsmaßnahmen spielt sicherlich auch der Aspekt der quantitativen Geringfügigkeit eines Eingriffs eine Rolle. Einen Anhaltspunkt hierzu bieten die Erläuterungen der EU-Kommission zu Artikel 9 Abs. 1 Pkt. c, welcher die **vernünftige Nutzung** bestimmter Vogelarten in **geringen Mengen** ermöglichen soll. Vernünftige Nutzung wird dabei definiert als „nachhaltige verbrauchende Nutzung mit Schwerpunkt auf der Aufrechterhaltung der Populationen von Arten in einem günstigen Erhaltungszustand“ (vgl. EU-KOMMISSION 2008: 19). Als eine geringe Menge definiert die EU-Kommission im Zusammenhang mit der Jagd, eine Entnahme in der Größenordnung von ungefähr 1 % der Jahressterblichkeit der Art. Die Jahressterblichkeit wird als geeigneter Parameter zur Quantifizierung geringer Mengen angesehen, weil er die Populationsgröße, den Status und die Populationsdynamik berücksichtigt. Die Entnahme darf sich nur unwesentlich auf die Populationsdynamik der betreffenden Arten auswirken. Eine Zahl von 1 % oder weniger entspricht dieser Bedingung, da die Parameter der Populationsdynamik selten mit einer Genauigkeit von weniger als einem Prozentpunkt bekannt sind und eine Entnahme von weniger als 1 % mathematisch gesehen in Modellstudien ignoriert werden kann (EU-KOMMISSION 2008: 67f.).

Dieser Ansatz kann auch im Zusammenhang mit der Bewahrung des günstigen Erhaltungszustandes im Sinne des § 45 Abs. 7 BNatSchG bzw. Art. 16 Abs. 1 FFH-RL als plausibel angesehen werden. Bezugsgröße ist bei einem lokalen Eingriff auch hierbei zunächst die lokale Population, d. h. die lokalen Individuenverluste sind der lokalen Bestandssituation gegenüberzustellen. Nicht grundsätzlich auszuschließen ist auch eine Gegenüberstellung mit der Bestandssituation in der entsprechenden biogeographischen

Region des Bundeslandes bzw. des Mitgliedsstaates. Allerdings sind bei dieser räumlich erweiterten Bezugsbasis auch sämtliche innerhalb des erweiterten Raumbezugs auf den Erhaltungszustand der jeweiligen Art einwirkenden Eingriffe und Nutzungen zu berücksichtigen, um zu einem validen und sachgerechten Ergebnis zu gelangen. Dies wird in den meisten Fällen kaum praktikabel sein. Insoweit empfiehlt es sich, den Nachweis der Nichtverschlechterung i. d. R. durch die Planung entsprechender Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustands zu erbringen.

3 Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

Mit der Regelung des § 44 Abs. 5 BNatSchG wird unter anderem die Möglichkeit eröffnet, durch Realisierung sogenannter „vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen“ ein Eintreten artenschutzrechtlicher Verbotstatbestände zu verhindern.

Ein Verstoß gegen das Verbot des § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG (Schutz der Fortpflanzungs- und Ruhestätten) und im Hinblick auf damit verbundene unvermeidbare Beeinträchtigungen wild lebender Tiere auch gegen das Verbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG (Zugriffsverbote Fang, Verletzung, Tötung) liegt dann nicht vor, soweit die ökologische Funktion der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt wird (vgl. § 44 Abs. 5 BNatSchG). **Soweit erforderlich können hierzu auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen festgesetzt werden.**

„Mit dieser Regelung sollen bestehende und von der Europäischen Kommission anerkannte Spielräume bei der Auslegung der artenschutzrechtlichen Vorschriften der FFH-Richtlinie genutzt und rechtlich abgesichert werden, um für die Betroffenen akzeptable und im Vollzug praktikable Ergebnisse bei der Anwendung artenschutzrechtlichen Verbotbestimmungen des Absatzes 1 zu erzielen“ (BUNDESREGIERUNG 2007). Die Begründung zum Gesetzesentwurf nimmt im Zusammenhang mit den vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen ausdrücklich Bezug auf die im Guidance-Dokument erläuterten CEF-Maßnahmen (Measures to ensure the continued ecological functionality), welche in der deutschen Übersetzung als funktionserhaltende Maßnahmen bezeichnet werden. Derartige Maßnahmen sollen den Charakter von schadensbegrenzenden Maßnahmen haben (d. h. auf eine Minimierung, wenn nicht gar auf die Beseitigung der negativen Auswirkungen abzielen). Sie können aber auch Maßnahmen einbeziehen, die aktiv zur Verbesserung oder Erweiterung einer bestimmten Fortpflanzungs- oder Ruhestätte beitragen, so dass es zu keinem Zeitpunkt zu einer Reduzierung oder einem Verlust der ökologischen Funktionalität dieser Stätte kommt (vgl. EU-KOMMISSION 2007b: 53 ff.).

Der Begriff „vorgezogene Ausgleichsmaßnahme“ ist insofern weitgehend synonym zum Begriff der CEF-Maßnahme zu sehen, nimmt aber primär die aktiv zur vorgezogenen Verbesserung oder Erweiterung einer Lebensstätte vorgesehenen Maßnahmen in den Blick. Dies wird auch durch die Erläuterungen zum Gesetzesentwurf deutlich, wonach zum Erhalt der ökologischen Funktionalität von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten neben Vermeidungsmaßnahmen auch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen angeordnet werden können.

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen dienen dazu, trotz der Beschädigung oder (Teil-)Zerstörung einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte, die ökologische Funktion der betroffenen Lebensstätte im räumlichen Zusammenhang kontinuierlich zu bewahren. Im Prinzip geschieht dies, indem die Funktionsfähigkeit der betroffenen Lebensstätte vor dem Eingriff durch Erweiterung, Verlagerung und / oder Verbesserung der Habitats so erhöht wird, dass es zu keinem Zeitpunkt zu einer Reduzierung oder einem Verlust der ökologischen Funktion der Lebensstätte kommt.

Das Maß der Verbesserung muss dabei gleich oder größer als die zu erwartenden Beeinträchtigungen sein, so dass bei Durchführung des Eingriffs zumindest der Status quo gewahrt bleibt.

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen lassen sich somit definieren als Maßnahmen, die funktional unmittelbar auf die voraussichtlich betroffene Fortpflanzungs- oder Ruhestätte bezogen sowie mit dieser räumlich-funktional verbunden sind und zeitlich so durchgeführt werden, dass sich die ökologische Funktion der von einem Eingriff betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nachweisbar oder mit einer hohen, objektiv belegbaren Wahrscheinlichkeit nicht gegenüber dem Voreingriffszustand verschlechtert.

Im Zusammenhang mit der Planung und Berücksichtigung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen sind insbesondere folgende Sachverhalte zu spezifizieren:

- **Die Anforderungen an die Funktionserfüllung vorgezogener kompensatorischer Maßnahmen**
- **Kriterien zur Dimensionierung erforderlicher Maßnahmen**
- **Die räumlichen Aspekte bei der Entwicklung von Maßnahmen**
- **Die Anforderungen an den Zeitpunkt der Wirksamkeit der Maßnahmen**
- **Die Anforderungen an die Prognosesicherheit, mit der die Wirksamkeit der zu ergreifenden Maßnahmen vorhergesagt werden kann.**
- **Die Anforderungen an das Risikomanagement**

3.1 Anforderungen an die Funktionserfüllung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen

Rechtlicher Ausgangspunkt für die an die Funktionserfüllung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen zu stellenden Anforderungen ist der Begriff der „**ökologischen Funktion**“. Entsprechend der vorstehend vorgenommenen Definitionen ist die ökologische Funktion der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten i. d. R. dann weiterhin erfüllt, wenn nachgewiesen oder mit Sicherheit angenommen werden kann, dass es nicht zur Minderung des Fortpflanzungserfolgs oder der Ruhemöglichkeiten der betroffenen Individuengruppe kommen kann und die Größe der lokalen Individuengemeinschaft sich nicht signifikant verringert.

Eine wesentliche Voraussetzung hierfür ist, dass insbesondere die entscheidenden Schlüsselhabitate, d. h. die für die genannten Funktionen essenziellen Habitatstrukturen in vollem Umfang erhalten bleiben. Die Bewahrung der ökologischen Funktion erfordert somit auch, dass die entscheidenden Habitate in mindestens gleichem Umfang und mindestens gleicher Qualität erhalten werden. Die EU-Kommission formuliert dies wie folgt:

Hat eine Fortpflanzungs- oder Ruhestätte nach Durchführung dieser Maßnahmen mindestens die gleiche (oder eine größere) Ausdehnung und eine gleiche (oder bessere) Qualität für die zu schützende Art, so liegt keine Beeinträchtigung der Funktion, Qualität oder Integrität der betreffenden Stätte vor und die Aktivität kann durchgeführt werden, ohne dass eine Ausnahme nach Artikel 16 erforderlich ist. Entscheidend ist, dass die kontinuierliche ökologische Funktionalität der Stätte bewahrt oder verbessert wird (EU-KOMMISSION 2007b: 53).

Dies betrifft sowohl die Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im engeren Sinne, als auch ggf. betroffene Nahrungshabitate und Wanderbeziehungen soweit sie für die Funktionsfähigkeit der Fortpflanzungs- und Ruhestätten und damit auch für die dauerhafte Sicherung der betroffenen lokalen Individuengemeinschaft einen limitierenden Faktor darstellen.

Wesentliche Kriterien für die Beurteilung der Qualität und Funktionsfähigkeit von Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind:

- **Zustand der lokalen Individuengemeinschaft der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte**

Zu erfassen ist der Ist-Zustand mit einer den artspezifischen Besonderheiten und den jeweiligen Betroffenheiten angemessenen Genauigkeit. Kriterien sind bspw.

- Individuenanzahl/Populationsgröße
- Populationsstruktur/Reproduktionsnachweis (i. d. R. nur bei Fortpflanzungsstätten relevant - inwieweit kommen adulte, subadulte oder juvenile Tiere vor, Anteil weiblicher und männlicher Tier soweit artspezifisch relevant)

Hierbei ist es von der Standorttreue und Generationenfolge der einzelnen Art abhängig, ob dieselben Individuen, die von dem geplanten Eingriff betroffen sind, die Fortpflanzungs- oder Ruhestätte im räumlichen Zusammenhang weiterhin nutzen oder ob es direkte Nachkommen oder Artgenossen dieser Individuen sind.

- **Qualität der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte**

- Größe der Fortpflanzungs- oder Ruhestätte
- Art und Anzahl bzw. Umfang für den Fortpflanzungserfolg oder die Ruhefunktion relevanter Schlüsselstrukturen (bspw. Flächenanteile relevanter Biotoptypen, Anzahl geeigneter Höhlenbäume, Anteil an Holzstubben, Totholzhaufen, Anzahl geeigneter Eiablageplätze etc.)
- Sonstige Schlüsselfaktoren (bspw. Wasserqualität, mikroklimatische Gegebenheiten)
- Vernetzung (bspw. Entfernung zum nächsten Vorkommen und Eignung des Geländes zwischen den Vorkommen, insbesondere bei Metapopulationen von Bedeutung)

- **Beeinträchtigungen/Gefährdung**

Bezüglich der Funktionsfähigkeit von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten ist insbesondere das Fehlen bestimmter Beeinträchtigungsfaktoren von Bedeutung. Dieser Aspekt ist somit vor allem bei der Planung von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen zu berücksichtigen, d. h. derartige Flächen dürfen keinen, die Funktionsfähigkeit vermindernenden Beeinträchtigungen ausgesetzt sein, denen die ursprünglichen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nicht ausgesetzt waren. Mögliche Beeinträchtigungsfaktoren sind bspw.:

- Sukzession
- Land-, forst- oder fischereiwirtschaftlicher Intensivierungsgrad
- Isolation durch Verkehrswege
- Störungen durch Freizeitnutzungen (z. B. Spaziergänger oder Jagdausübung)
- Bedrohung durch Haustiere, Prädatoren

Die o. g. Kriterien sind artspezifisch zu konkretisieren und bilden dann die Ausgangsbasis, um die **ökologische Funktion** ggf. betroffener **Fortpflanzungs- oder Ruhestätten** vor einem Eingriff qualitativ und quantitativ zu erfassen und geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zu entwickeln. Zielsetzung muss es sein, Populationsgröße und Populationsstruktur der betroffenen lokalen Individuengemeinschaft in mindestens gleichem Umfang und gleicher Qualität zu erhalten.

Um dies zu gewährleisten ist/sind:

- das betroffene Habitat in mindestens gleicher Größe wiederherzustellen,
- die artspezifisch relevanten Habitatstrukturen in mindestens gleichem Umfang und gleicher Qualität wiederherzustellen (z. B. Strukturierung, Anteil an Höhlenbäumen / ha, Anteil wärmebegünstigter Flächen, Eiablageplätze etc.),
- vorhandene Vernetzungsbeziehungen zu Nachbarpopulationen in gleicher Qualität zu erhalten und
- ein Schutz vor Beeinträchtigungen zu gewährleisten, welcher mindestens der Status quo-Situation entspricht.

Die entscheidende Voraussetzung für die Gewährleistung der ökologischen Funktionalität ist die Identifizierung der für die Fortpflanzungs- oder Ruhefunktionen relevanten Habitatqualitäten. Dies muss artspezifisch sowie im Einzelfall erfolgen. Die im Rahmen des Vorhabens erstellten Artensteckbriefe liefern hierzu wichtige Hinweise, es sind jedoch stets die spezifischen Rahmenbedingungen des Einzelfalls zu berücksichtigen.

3.2 Anforderungen an die Dimensionierung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind so zu dimensionieren, dass die ökologische Funktion der von einem Eingriff betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang in vollem Umfang erhalten bleibt. Der Umfang der vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen steht damit in direkter Beziehung zu der Anzahl und der Qualität der eingriffsbedingt betroffenen und für die Fortpflanzungs- oder Ruhefunktionen essenziellen Habitatstrukturen.

Grundlage für die Dimensionierung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen muss somit eine detaillierte einzelfallspezifische Eingriffs-/ Ausgleichsbilanz sein, wie sie aus der Umsetzung der Eingriffsregelung bekannt ist, bei der allerdings die für die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte maßgeblichen Habitatelemente im Vordergrund stehen. Neben dem Flächenumfang des Gesamthabitats spielen dabei auch Einzelelemente, wie bspw. die Anzahl oder der Flächenanteil geeigneter Höhlenbäume eine wichtige Rolle.

Entsprechend den Empfehlungen des EU-Guidance-Documents erfordert die Bewahrung der ökologischen Funktion, dass die Fortpflanzungs- oder Ruhestätte nach Durchführung der vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen im räumlichen Zusammenhang mindestens die gleiche (oder eine größere) Ausdehnung aufweist (EU-KOMMISSION 2007b: 53).

Ein Verhältnis von 1:1 sollte allerdings nur dann erwogen werden, wenn sicher nachgewiesen ist, dass die Maßnahmen zu 100 % wirksam sind. Angesichts der bei vielen Maßnahmen vorhandenen Unsicherheiten hinsichtlich ihrer Wirksamkeit, wird in vielen Fällen allerdings ein über das Verhältnis von 1:1 hinausgehender Ausgleich erforderlich sein (vgl. auch EU-KOMMISSION 2007a: 20).

3.3 Räumliche Aspekte bei der Entwicklung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) müssen im räumlich-funktionalen Zusammenhang mit der vom Eingriff betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte stehen. Sie müssen unmittelbar am voraussichtlich betroffenen Bestand ansetzen und mit ihm räumlich-funktional verbunden sein (vgl. LANA 2006). Entsprechend den vorstehend erläuterten funktionalen Anforderungen müssen vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen z. B. der betroffenen Fortpflanzungsstätte räumlich so zugeordnet sein, dass es nicht zur Minderung des Fortpflanzungserfolgs der betroffenen lokalen Individuengemeinschaft kommen kann und die Größe der lokalen Individuengemeinschaft sich nicht signifikant verringert.

Räumliche Bezugsgröße ist dabei die einzelne, vom Eingriff betroffene Fortpflanzungs- oder Ruhestätte. Deren konkrete räumliche Abgrenzung ist wie vorstehend erläutert nach fachlichen Gesichtspunkten vorzunehmen und ergibt sich aus den artspezifischen Verhaltensweisen und Anforderungen der betroffenen Individuen bzw. der betroffenen lokalen Individuengemeinschaft sowie den örtlichen Habitatstrukturen. Die räumliche Lage von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen ist hiervon ausgehend immer mit dem Ziel auszuwählen, die Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte zu erhalten. Die Festlegungen sind daher im Einzelfall unter Berücksichtigung folgender Sachverhalte zu treffen:

- Den im Einzelfall betroffenen Habitatstrukturen.
- Der Raumnutzung bzw. Aktionsräume der betroffenen Arten.
- Den Entwicklungspotenzialen im räumlich funktionalen Umfeld der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätte.

In Abhängigkeit von den spezifischen Verhaltensmustern der einzelnen Arten sind insbesondere folgende räumliche Zuordnungen von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen zu betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten grundsätzlich möglich:

- Lage unmittelbar angrenzend an eine betroffene Fortpflanzungs- oder Ruhestätte (unmittelbare Vergrößerung der betroffenen Stätte).
- Lage innerhalb einer im räumlichen Zusammenhang abgegrenzten Fortpflanzungsstätte (beispielsweise innerhalb des Quartierzentrums/Kernaktionsraumes einer Fledermauskolonie oder innerhalb des Aktionsraumes der Mittelspechte eines abgegrenzten Waldbestandes). In der Regel wird hier die Aufwertung der vorhandenen Fortpflanzungs- und Ruhefunktionen beispielsweise durch Verbesserung des Quartierangebots im Vordergrund stehen.
- Lage im Aktionsraum der Individuen bzw. der lokalen Individuengemeinschaft der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte.
- Lage innerhalb des unmittelbaren Metapopulationsverbundes einer betroffenen Metapopulation.

Dies bedeutet auch, dass bei fachlich gleichem Bewertungsmaßstab die konkreten Raumbezüge von Art zu Art recht unterschiedlich ausfallen können. So sind für wenig mobile Arten wie z. B. viele Mollusken, verschiedene Amphibien oder Reptilien relativ geringe Entfernungen für Maßnahmenflächen vorgegeben. Häufig werden nur unmittelbar angrenzende Flächen in Frage kommen. Bei sehr mobilen Arten wie z. B. einigen Großvogelarten oder Großsäugern können vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen ggf. auch in etwas größerer Entfernung von den betroffenen Stätten durchgeführt werden, sofern dennoch wahrscheinlich ist, dass diese Flächen von den vom Eingriff betroffenen Individuen besiedelt werden.

Für die ökologische Funktionalität ist dabei auch ausschlaggebend, dass Ausgleichsmaßnahmen grundsätzlich außerhalb der artspezifischen Wirkbänder des Eingriffs vorzusehen sind. So können zum Beispiel Ausgleichsmaßnahmen für Vögel nur jenseits der artspezifischen Effektdistanzen (KifL 2009) ihre volle Wirksamkeit entfalten. Falls mangels Alternativen Ausgleichsmaßnahmen in einer Distanz zum Eingriffsvorhaben umgesetzt werden sollen, in der mit einer um z. B. 10 % oder 20 % reduzierten Habitateignung zu rechnen ist, muss ein entsprechend höherer Maßnahmenumfang vorgesehen werden.

Hinweise für mögliche Aktionsräume können der artbezogenen Fachliteratur oder auch umfangreichen Zusammenstellungen wie bei LAMBRECHT & TRAUTNER (2007: Anhang 4) entnommen werden. Bei den in diesem Vorhaben beispielhaft behandelten Arten finden sich auch entsprechende Angaben in den Art-Steckbriefen. Bei brütenden Zugvogelarten ist als Aktionsraum immer der zur Brutzeit regelmäßig genutzte Raum heranzuziehen. Bei Rastvögeln und einer Betroffenheit von Ruhestätten ist der Aktionsraum innerhalb des Rastgebiets maßgeblich.

Grundvoraussetzung ist dabei immer, dass die neu geschaffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten von den durch den Eingriff betroffenen Individuen oder der Individuengruppe erreicht werden können und innerhalb des artspezifischen Raumnutzungsmusters so angeordnet sind, dass ihre Nutzung hinreichend wahrscheinlich ist.

3.4 Anforderungen an den Zeitpunkt der Wirksamkeit der Maßnahmen

Aus der Anforderung, die kontinuierliche Funktionsfähigkeit einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte zu gewährleisten, resultieren strikte zeitliche Anforderungen. Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) müssen bereits zum Eingriffszeitpunkt vollständig oder zumindest so weitgehend wirksam sein, dass keine Engpasssituationen für den Fortbestand der vom Eingriff betroffenen Individuengemeinschaft entstehen. „Maßnahmen zur Wahrung der Funktion der Lebensstätte müssen ohne „time lag“ bereits zum Eingriffszeitpunkt funktionieren“ (LANA 2006). Um dies zu gewährleisten, muss eine vorgezogene Ausgleichsmaßnahme in der Regel vor Beginn des Eingriffs durchgeführt werden. Geht die Funktion der Lebensstätte dauerhaft verloren oder wird sie auch nur zeitlich begrenzt unterbrochen, ist eine Befreiung notwendig (vgl. auch LBV-SH 2009:10).

Der zeitliche Aspekt ist damit ein zentraler Punkt bei der Frage, inwieweit Maßnahmen als vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen im Sinne des § 44 Abs. 5 BNatSchG geeignet sind. Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme umso größer ist, je kürzer die Entwicklungszeit bis zur vollen Funktionsfähigkeit der Maßnahme ausfällt. Hierfür sprechen folgenden Gründe:

- Kurze Entwicklungszeiträume gehen i. d. R. auch mit einer höheren Prognosesicherheit hinsichtlich des Maßnahmen Erfolgs einher. So können für den Erfolg einer Maßnahme bedeutsame Rahmenbedingungen und Einflussfaktoren über kurze Entwicklungszeiträume hinweg wesentlich besser eingeschätzt werden als bei langen Zeitspannen. Das Risiko nicht absehbarer Entwicklungen und zufälliger Einflüsse nimmt mit zunehmender Zeitdauer zu.
- Maßnahmen mit kurzen Entwicklungszeiträumen sind aus Praktikabilitätsgründen leichter realisierbar. Häufig wird eine Maßnahmenrealisierung erst nach Vorliegen des Planfeststellungsbeschlusses bzw. entsprechender Genehmigungen erfolgen, da i. d. R. erst dann ausreichende Planungssicherheit vorliegt und erforderliche Zuweisungen von Finanzmitteln gesichert sind. Dabei ist zu berücksichtigen, dass gemäß § 75 Abs. 4 VwVfG in Verbindung mit § 17c FStrG zwischen dem Eintritt der Unanfechtbarkeit des Planfeststellungsbeschlusses und Baubeginn nicht mehr als 10 Jahre liegen dürfen. Es wird allerdings davon auszugehen sein, dass die Durchführung von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen bereits den Baubeginn darstellt, da sie eine unverzichtbare Voraussetzung für das Projekt sind und damit den Beginn seiner Verwirklichung darstellen. Aus rechtlicher Sicht dürfte sich damit auch ein deutlich über 10 Jahre hinausgehender Maßnahmenvorlauf realisieren lassen. In der Praxis sind jedoch erhebliche Akzeptanzprobleme zu erwarten, wenn Baumaßnahmen wegen langer Entwicklungszeiten der vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen erst weit nach der Baurechtserteilung begonnen werden können.
- Mit zunehmender Entwicklungszeit steigt auch der Aufwand für ein begleitendes Monitoring, welches in regelmäßigen Zeitabständen während des Entwicklungszeitraums durchgeführt werden sollte, um Fehlentwicklungen im Sinne eines Risikomanagements möglichst frühzeitig erkennen und korrigieren zu können.

Vor dem Hintergrund dieser Erwägungen ist in nachfolgender Tabelle ein Konventionsvorschlag zur Einschätzung der zeitlichen Eignung von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen erstellt worden. Der Vorschlag geht davon aus, dass Maßnahmen, welche für ihre Entwicklung mehr als 10 Jahre benötigen, grundsätzlich nicht mehr als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen geeignet sind. Zum einen ist bei größeren Zeiträumen mit erheblichen Prognoseunsicherheiten zu rechnen und zum anderen erscheint es kaum praktikabel bzw. aus Akzeptanzgründen unrealistisch, dass Maßnahmen über derartige Zeiträume vor Genehmigung realisiert bzw. der Baubeginn für ein Vorhaben nach Genehmigung um entsprechende Zeiträume verzögert wird. Ausgenommen hiervon sind ggf. erforderliche ergänzende Maßnahmen, welche für die langfristige Sicherung der Funktionsfähigkeit einer Lebensstätte erforderlich sein können.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Planung von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen ist somit, dass die erforderlichen Entwicklungszeiträume, welche benötigt werden um die gewünschten Funktionen wiederherzustellen, realistisch eingeschätzt werden können. Diese Entwicklungszeiträume sind artspezifisch und in Abhängigkeit von den Gegebenheiten des Einzelfalls sehr unterschiedlich und vor allem von folgenden Faktoren abhängig:

- Den wiederherzustellenden Habitatstrukturen und ihrer Entwicklungszeit.
- Der Ausbreitungsfähigkeit der betroffenen Arten und der räumliche Entfernung bzw. Lage der Ausgleichshabitate.

Dabei ist zu berücksichtigen, dass zur Herstellung der erforderlichen ökologischen Funktion von Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nicht zwangsläufig die erforderlichen Habitatstrukturen grundsätzlich neu geschaffen werden müssen, sondern in vielen Fällen eine schneller mögliche Aufwertung bereits vorhandener Habitate zielführend sein kann.

Tab. 1: Einschätzung der Eignung von Maßnahmen als „vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen“ (CEF-Maßnahmen) unter dem Aspekt der Entwicklungsdauer

Entwicklungszeit-	Eignung	Begründung
0 – 5 (kurz)	sehr hoch bis hoch	Relativ kurzer Zeitraum der Wiederherstellbarkeit und damit schnelle Überprüfbarkeit der Maßnahme. Kurze Entwicklungszeiträume gehen i. d. R. auch mit einer höheren Prognosesicherheit hinsichtlich des Maßnahmenerfolgs einher.
> 5 – 10 (mittel)	mittel bis gering	Nur in Ausnahmefällen geeignete Maßnahmen mit zumeist verringerter Prognosesicherheit des Maßnahmenerfolgs.
> 10 (lang)	i. d. R. keine	I. d. R. unzureichende Prognosesicherheit und mangelnde Praktikabilität einer zeitlich derart weit vorgezogenen Maßnahmenrealisierung gegeben. Eine Ausnahme stellen ergänzende Maßnahmen zur langfristigen Sicherung der ökologischen Funktionen dar.

3.4.1 Wiederherzustellende Habitatstrukturen

Die für die verschiedenen Arten erforderlichen Habitatstrukturen lassen sich in abiotische Strukturen und in biotische Strukturen bzw. Biotoptypen unterscheiden.

Abiotische Strukturen

Hinsichtlich der abiotischen Habitatstrukturen sind zunächst die originär landschaftsgebundenen Standortfaktoren von Bedeutung. Dies betrifft z. B. das Vorhandensein von Bruffelsen für den Uhu, von lehmigen Böden für Hamsterbaue oder von prinzipiell geeigneten Fließgewässern für die Bachmuschel. Derartige Strukturen sind in der Regel nicht oder zumeist nur mit großem Aufwand wiederherstellbar. In der Praxis werden daher Standorte zu suchen sein, welche die erforderlichen abiotischen Voraussetzungen bereits grundsätzlich aufweisen. Die Frage der Wiederherstellungszeit für den abiotischen Teil entfällt in diesem Fall.

Daneben sind abiotische Habitatstrukturen von Relevanz, welche nicht unmittelbar mit der Landschaft verbunden sind und in vielen Fällen auf kulturhistorische Nutzungen zurückgeführt werden können. Dies betrifft z. B. Weinbergmauern, Totholzhaufen oder Le-sesteinhaufen mit Bedeutung für Reptilien wie Schlingnatter oder Zauneidechse. Derartige Strukturen sind i. d. R. sehr kurzfristig wiederherstellbar.

Biotische Strukturen

Ein wichtiger Ausgangspunkt für die Wiederherstellung geeigneter Habitatqualitäten ist die Entwicklung bestimmter Biotoptypen oder Biotopkomplexe mit jeweils artspezifischen Qualitäten bzw. Strukturmerkmalen. Die Entwicklungszeiträume für „vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen“ werden stark durch die Zeitspannen zur Entwicklung der relevanten Biotopstrukturen geprägt.

Einschätzungen zu den Wiederherstellungszeiträumen von Biotoptypen wurden insbesondere im Zusammenhang mit der Eingriffsregelung entwickelt und liegen aus verschiedenen Quellen vor (s. bspw. BIERHALS et al. 2004, HABER et al. 1991, FROELICH & SPORBECK 1995, RIECKEN et al. 2006, BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2007).

Zu betonen ist, dass derartige Zeitangaben nur als grobe Schätzungen anzusehen sind und die Angaben der einzelnen Quellen eine erhebliche Spannbreite aufweisen. Die Gründe für diese Spannbreiten und die Schwierigkeit der Einstufung ergeben sich zum einen aus unterschiedlichen Definitionen und Vorstellungen, wann ein Biotoptyp seinen Zielzustand erreicht hat und zum anderen aus den unterschiedlichen standörtlichen Rahmenbedingungen des jeweiligen Einzelfalls.

Der erste Sachverhalt kann insbesondere am Leitfaden des bayerischen Landesamtes für Umwelt verdeutlicht werden. Hier werden vier Entwicklungsstufen unterschieden.

4-Stufen-Modell Entwicklungsziel
<p>Stufe I: Zuordnung zum angestrebten Lebensraumtyp möglich, d.h. grundlegende Strukturmerkmale sind ausgebildet. Die „ökologische Funktion“ ist noch nicht erreicht.</p>
<p>Stufe II: Zuordnung zur angestrebten Pflanzengesellschaft (entsprechende Zuordnung im 13d-Schlüssel) bzw. zum angestrebten Lebensraumtyp möglich. Die Strukturmerkmale sind weitgehend gefestigt. Die „ökologische Funktion“ ist annähernd erreicht.</p>
<p>Stufe III: Volles Spektrum der gebietsspezifischen Pflanzenarten des Lebensraumtyps vorhanden (nur durch gezieltes Einbringen einschlägiger Diasporen erreichbar). Die „ökologische Funktion“ ist weitgehend erreicht.</p>
<p>Stufe IV: Volles Spektrum der gebietsspezifischen Pflanzenarten des Lebensraumtyps und typisches Tierartenspektrum vorhanden. Die „ökologische Funktion“ ist erreicht.</p>

Abb. 1: Stufenmodell (aus: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2007: 8)

Die vom bayerischen Landesamt für Umwelt angegebenen Entwicklungszeiten orientieren sich im Wesentlichen an den Pflanzenbeständen und beschreiben den Zeitraum bis zum Erreichen der Entwicklungsstufe II. Von HABER et al. (1991) geschätzte Entwicklungszeiten legen demgegenüber eher die Entwicklungsstufe IV zu Grunde, womit deutlich längere Zeiträume anzusetzen sind.

Insbesondere für die Entwicklungsstufen 3 und 4 spielen dabei die unterschiedlichen Qualitäten, welche gleiche Biotoptypen aufweisen können, eine große Rolle für die zu prognostizierenden Entwicklungszeiten. So können bspw. zwischen verschiedenen, dem Biotoptyp Eichen-Hainbuchenwald zuzuordnenden Waldbeständen große Unterschiede hinsichtlich des auftretenden Artenspektrums und der Artenzahlen und damit auch hinsichtlich der für eine gleichartige Wiederherstellung erforderlichen Zeiträume bestehen. Zudem sind die Standortbedingungen und die Einwanderungspotenziale, d. h. die Nähe zu geeigneten Kontaktbiotopen bzw. Quellpopulationen von Bedeutung. Je günstiger die Standortbedingungen und die Einwanderungspotenziale sind, umso kürzer sind auch die Entwicklungszeiten.

Ein entscheidender Aspekt für die erforderlichen Entwicklungszeiträume sind zudem die Qualitäten der Ausgangsbiotope. So wird ja nicht in jedem Fall eine Neuanlage von Biotopen erforderlich bzw. zielführend sein. In vielen Fällen wird sich vielmehr die Aufwertung vorhandener Biotopstrukturen anbieten. So ist bspw. die Entwicklung von Sandtrockenrasen aus brachgefallenen und stark verbuschten Halbtrockenrasen deutlich schneller möglich, als auf intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Allerdings muss auf den gewählten Flächen grundsätzlich ein entsprechendes Aufwertungspotenzial für die Arten bestehen. Flächen, die bereits idealtypische Habitate darstellen, sind somit in der Regel nicht geeignet. Ebenso ungeeignet sind Flächen, auf denen sich Zielkonflikte hinsichtlich der Sicherung und Förderung anderer naturschutzfachlich wertvoller Biotope und Arten ergeben.

Einen besonderen Fall stellt der Verzicht der forstlichen Nutzung in alten Waldbeständen oder von Einzelbäumen dar, welche das Umtriebsalter erreicht haben.

Generell besteht ein Mangel an derartig alten und für viele Arten als Habitatstruktur überaus bedeutsamen Waldbeständen. Für Arten, wie z. B. zahlreiche Fledermausarten, welche an derartige Bestände gebunden sind, ist der Erhalt alter Waldbestände im räumlichen Zusammenhang mit der von einem Eingriff betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte eine unverzichtbare Voraussetzung, um die ökologische Funktion im räumlichen Zusammenhang dauerhaft gewährleisten zu können. Mit der Herausnahme aus der forstlichen Nutzung werden Aufwertungsprozesse eingeleitet, wie z. B. die Zunahme von Baumhöhlen, welche bei ordnungsgemäßer forstlicher Nutzung, nicht im gleichen Maße möglich wären. Hinsichtlich der Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind allerdings folgende Rahmenbedingungen zu beachten:

- Die Herausnahme aus der Nutzung muss auf Dauer gesichert sein.
- Eine Eignung wird i. d. R. nur bei geringen Waldverlusten, welche nur kleine Teilbereiche von Fortpflanzungsstätten, bspw. des Kernaktionsraums einer Fledermauskolonie betreffen, gegeben sein.
- Die Maßnahmen sind zusätzlich zu den Schutzmaßnahmen oder Bewirtschaftungsvorgaben durchzuführen, welche die Forstwirtschaft entsprechend den Vorgaben des § 44 Abs. 4 BNatSchG von sich aus einhalten muss.
- Da das Aufwertungspotenzial i. d. R. geringer ist als der Funktionsverlust durch die Überbauung von Waldflächen, muss der Umfang der zu sichernden Fläche deutlich über die vom Eingriff betroffene Fläche hinausgehen. Ausgangsbasis der Bemessung des Umfangs sind die Anforderungen der jeweils betroffenen Arten.
- Es muss möglich sein, zwischenzeitliche, entwicklungszeitbedingte Funktionsvermindierungen durch geeignete Maßnahmen aufzufangen.
- Die dauerhafte Sicherung der Funktionsfähigkeit in gleicher Qualität setzt voraus, dass sich die Waldfläche nicht verringert. Begleitend zum Erhalt alter Bestände sind daher Aufforstungen zur Sicherung der Gesamtwaldfläche vorzusehen.

Als **Fazit** ist festzuhalten, dass die vorliegenden Abschätzungen zu den Entwicklungszeiträumen von Biotoptypen sicherlich eine gute Orientierungsbasis liefern, nicht aber die Beurteilung im Einzelfall ersetzen können. Im Zusammenhang mit der Planung von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen ist zudem zu klären, ob für die einzelnen Arten das vollständige Arteninventar eines Biotoptyps erforderlich ist, oder ob nur bestimmte, schneller zu entwickelnde Funktionen der Vegetationsstruktur die Habitatqualität bestimmen. Darüber hinaus sind die vorhandenen Funktionen, d. h. die Qualitäten der Ausgangsbiotope von hoher Bedeutung. So müssen Biotope mit langen Entwicklungszeiten ggf. nicht vollständig neu entwickelt, sondern ggf. nur um bestimmte Schlüsselqualitäten ergänzt werden, um zusätzlich Habitate zu schaffen. Entsprechende Hinweise werden für die einzelnen Artensteckbriefe entwickelt.

3.4.2 Ausbreitungsfähigkeit der Arten

Die hergestellten Habitatstrukturen müssen von den relevanten Arten besiedelt werden. Dies kann entweder durch natürliche Einwanderung oder durch Umsiedlung erfolgen.

Natürliche Einwanderung und Besiedelung

Maßgeblich für die Zeiträume, in denen eine Besiedlung neu geschaffener Standorte durch natürliche Einwanderung erfolgen kann, sind die Ausbreitungsfähigkeit der Arten und die Lage der Ausgleichsflächen zu den Lieferstandorten, Quellpopulationen, d. h. i. d. R. den betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten.

Eine gute Ausbreitungsfähigkeit weisen Arten mit hoher Mobilität und der Fähigkeit zur raschen Besiedlung neuer Standorte (r- Arten) auf. Dies trifft insbesondere auf Pionierarten zu, welche auf häufige Ortswechsel zur Besiedlung geeigneter Habitats angewiesen sind. In diesem Zusammenhang ist allerdings anzumerken, dass Ausbreitungswanderungen zur Besiedlung neuer Standorte ungerichtet erfolgen und damit in starkem Maße dem Zufall unterliegen (vgl. bspw. TRÄNKLE 1997: 288; im Zusammenhang mit der Besiedlung von Steinbrüchen).

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass sich die Besiedlungswahrscheinlichkeit erhöht und die für eine Besiedlung erforderlichen Zeiträume verkürzen, je mobiler und anpassungsfähiger die betroffenen Arten sind und je näher die vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen räumlich zu den Lieferhabitats liegen. Relevant ist dabei auch die Passierbarkeit der ggf. dazwischen liegenden Flächen. Angesichts der Zufälligkeiten, denen derartige Besiedlungsprozesse unterliegen, wird zumeist nur eine mehr oder weniger grobe Zeitspanne angegeben werden können.

Umsiedlung

Um für weniger mobile Arten eine Besiedlung neu angelegter Ausgleichshabitats innerhalb überschaubarer Zeiträume zu gewährleisten bzw. um generell die natürliche Besiedlung zu beschleunigen, können ggf. auch gezielte Umsiedlungsmaßnahmen in Erwägung gezogen werden. Im Zusammenhang mit den Artensteckbriefen werden Hinweise gegeben, bei welchen Arten Umsiedlungsmaßnahmen erfolgversprechend sein können.

3.5 Anforderungen an die Wirksamkeit der zu ergreifenden Maßnahmen

An vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind hohe Anforderungen hinsichtlich ihrer Wirksamkeit zu stellen.

“Es ist zu beachten, dass funktionserhaltende Maßnahmen eine große, objektiv belegbare Erfolgsaussicht haben müssen und der Erhaltungszustand einer Art in etwaige Überlegungen zu den Risiken derartiger Maßnahmen einfließen muss“ (RUBIN 2007).

Die EU-Kommission führt im Einzelnen aus:

„Gemäß dem Vorsorgeprinzip erfüllen Maßnahmen, die die kontinuierliche ökologische Funktionalität einer Stätte nicht gewährleisten, nicht die Anforderungen von Artikel 12 Absatz 1 Buchstabe d). Die Maßnahmen müssen mit großer Sicherheit ausreichen, um Beschädigungen oder Zerstörungen zu vermeiden. Die Beurteilung der Erfolgsaussichten muss sich auf objektive Informationen stützen und den Besonderheiten und spezifischen Umweltbedingungen der betreffenden Stätte Rechnung tragen. Darüber hinaus ist bei der Durchführung von funktionserhaltenden Maßnahmen der Erhaltungszustand der betreffenden Art zu berücksichtigen. So muss beispielsweise bei seltenen Arten mit einem ungünstigen Erhaltungszustand die Sicherheit, dass die Maßnahmen ihren Zweck erfüllen werden, größer sein als bei verbreiteten Arten mit einem günstigen Erhaltungszustand.“ (EU-KOMMISSION 2007b: 54).

Die Sicherheit, mit der die Wirksamkeit vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen prognostiziert, d. h. der Erhalt der ökologischen Funktion der vom Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten vorhergesagt werden kann, ist einerseits abhängig von der Sicherheit der Auswirkungsprognose, d. h. der Sicherheit mit der Art und Umfang der Beeinträchtigung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten beurteilt werden können (in welchem Umfang sind Individuenverluste durch Zerschneidungseffekte zu erwarten, wie wirken sich Störungen / Beeinträchtigungen durch Lärm, Licht oder Schadstoffe aus¹) und zum anderen von der Sicherheit, mit der die Entwicklung geeigneter Habitatqualitäten und deren Annahme durch die betroffenen Arten prognostiziert werden kann.

Prognosen sind Wahrscheinlichkeitsurteile über den voraussichtlichen Verlauf einer zukünftigen Entwicklung. Grundsätzlich kann dabei zwischen einfachen und komplexen Prognoseaufgaben unterschieden werden. Bei einfachen Prognoseaufgaben sind die Rahmenbedingungen eingrenzbare, von der Anzahl her überschaubar sowie mit hinreichender Wahrscheinlichkeit kontrollier- und messbar. In der Ökologie gibt es hingegen kaum deterministisch ableitbare Gesetzmäßigkeiten. Hier herrschen i. d. R. komplexe, offene Systeme vor, welche von wechselnden Randbedingungen beeinflusst werden und bei denen zudem die Beziehungen zwischen den verschiedenen Systemelementen nicht immer bekannt sind. Während bei geschlossenen Systemen ein Endzustand zu einem fixierten Zeitpunkt durch einen klar beschriebenen Anfangszustand eindeutig vorhergesagt werden kann, können bei offenen Systemen aus gleichen Anfangszuständen verschiedene Endzustände resultieren. Im ökologischen Kontext sind daher i. d. R. komplexe bzw. inexakte Prognoseprobleme zu bewältigen. Zur Lösung können meistens keine Gesetzmäßigkeiten angeführt werden, sondern ist auf, dem Erfahrungswissen entlehnte, „Vernunftgründe“ zurückzugreifen. Vor diesem Hintergrund sind Prognosen im Zusammenhang mit ökologischen Fragestellungen insbesondere als ein „Mittel zur Problemstrukturierung und Informationsaufbereitung zu verstehen, das sich notwendig auf der Grundlage des aktuellen Kenntnisstandes bewegt und auf dieser Basis begründete Annahmen über mögliche Entwicklungen trifft“ (vgl. JESSEL & TOBIAS 2002: 248 sowie WÄCHTLER 2000).

¹ Mit derartigen Fragen beschäftigen sich bspw. derzeit Forschungsvorhaben des BMVBS zu Fledermäusen und Vögeln (nur Lärm)

Aus der Vielzahl von Prognoseverfahren, welche von einfachen Expertenbefragungen, über Analogieschlüsse bis hin zu komplexen Systemanalysen bzw. Simulationsmodellen reichen, sind diejenigen Bausteine auszuwählen, welche vor dem Hintergrund der zu klärenden Fragestellungen, des vorhandenen Kenntnisstandes und der vorhandenen bzw. mit zumutbarem Aufwand zu erhebenden Daten angemessen sind.

Prognoseunsicherheiten liegen dabei wie vorstehend erläutert in der Natur der Sache. Im Rahmen der Auswirkungsbeurteilung wird ihnen ggf. mit worst-case-Szenarien zu begegnen sein. Prognoseunsicherheiten im Rahmen der Maßnahmenplanung kann letztlich nur mit einem ausreichenden zeitlichen Vorlauf der Maßnahmenrealisierung vor dem Eingriff und einem begleitenden Risikomanagement aus Wirkungskontrollen und Korrekturmaßnahmen begegnet werden.

Bezogen auf die im Rahmen des Forschungsvorhabens betrachteten Arten- bzw. Artengruppen sowie deren relevante Habitatelemente wird im Zuge der weiteren Bearbeitung, basierend auf dem vorhandenen Kenntnisstand eine Einschätzung vorgenommen, welche vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen:

- mit hoher Wahrscheinlichkeit wirksam sind,
- Prognoseunsicherheiten hinsichtlich der Wirksamkeit aufweisen, welche durch ein Risikomanagement aufgefangen werden können oder
- auf Grund langer Entwicklungszeiträume oder sehr unsicherer Wirksamkeit nicht als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme geeignet sind.

Als Grundlage für diese Einschätzung wurden umfangreiche Recherchen vorgenommen, inwieweit Ergebnisse aus Erfolgskontrollen vorliegen, welche die Wirksamkeit oder auch Unwirksamkeit von Maßnahmen bezogen auf die hier relevanten Arten belegen. Zu diesem Zweck wurden die Landesämter für Umweltschutz sowie die obersten Straßenbauverwaltungen der Bundesländer angeschrieben und Literaturrecherchen durchgeführt. Insgesamt lässt sich festhalten, dass verwendbare Ergebnisse aus Erfolgskontrollen bislang nur in sehr wenigen Einzelfällen vorliegen. Für die artspezifischen Beurteilungen musste daher ergänzend mit Experteneinschätzungen gearbeitet werden.

Den zu treffenden Einschätzungen können die nachfolgend aufgeführten Annahmen zu Grunde gelegt werden.

Die Wahrscheinlichkeit der Wirksamkeit vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen ist umso größer:

- **je geringer die Entwicklungszeiträume für die Wiederherstellung der Ausgleichshabitate sind,**
- **je näher die Ausgleichshabitate an den betroffenen Lebensstätten liegen, bzw. je mobiler die betroffenen Arten sind (das Fehlen von Ausbreitungshindernissen zwischen Quellpopulation und Ausgleichsfläche vorausgesetzt),**
- **je höher die Vermehrungsraten und die Anpassungsfähigkeiten der betroffenen Arten sind (i. d. R. höhere Erfolgswahrscheinlichkeit für r-Strategen als für k-Strategen),**

- **je mehr positive Erfahrungen mit vergleichbaren Maßnahmen vorliegen (Analogieschlüsse),**
- **je besser die Rahmenbedingungen bzw. „Gesetzmäßigkeiten“ für die Wirksamkeit einer Maßnahme bekannt sind und je besser die Datengrundlage zur Beurteilung der relevanten Rahmenbedingungen ist.**

3.6 Risikomanagement

Im Rahmen des Vorhabens sind die Voraussetzungen zu benennen, unter denen ein Risikomanagement erforderlich ist. „Viele Arten haben spezielle Habitatanforderungen; das Erfahrungswissen über die entsprechenden Maßnahmen ist bislang eher gering. Deshalb sollte die „Schadensbegrenzung auf ein unerhebliches Maß“ im Zweifelsfall durch ein Monitoring unterlegt bzw. durch Funktionskontrollen abgesichert werden“ (LANA 2006). Auch die EU-Kommission geht davon aus, dass die ökologische Funktion vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen für die betreffenden Arten eindeutig nachgewiesen werden muss. Daher ist die Überwachung der funktionserhaltenden Maßnahmen wichtig (EU-KOMMISSION 2007b: 53).

Relevant sind dabei sowohl rechtliche als auch fachliche Anforderungen. Grundsätzlich stellt sich das Problem des Risikomanagements immer bei unzureichender Prognose-sicherheit, weil bspw. die Ansprüche der Arten an ihre Umwelt nicht ausreichend erforscht sind. Muss hier die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts zur FFH-Verträglichkeitsprüfung (Westumfahrung Halle) herangezogen werden, gehen solche Unkenntnisse zu Lasten des Projektträgers.

Die wesentlichen Komponenten eines Risikomanagements werden in der DIN EN ISO 14001: 2004 (insbesondere Abschnitt 4) benannt. Dies umfasst insbesondere:

- Eine eindeutige quantitativ/qualitative Definition der zu erreichenden Entwicklungsziele (bspw. Art, Umfang und Ausprägung der zu erstellenden Habitate, Zielgröße der betroffenen Individuengemeinschaft).
- Die Beschreibung, Durchführung und Überwachung (Durchführungskontrolle) der Maßnahmen zur Erreichung der Entwicklungsziele.
- Die Kontrolle der Zielerreichung (Funktionskontrolle), Festlegung geeigneter Parameter zur Messung des Zielerfüllungsgrades.
- Ermittlung der Gründe für die Verfehlung der Entwicklungsziele (Dieser Aspekt bedarf bereits bei der Festlegung des Kontrollprogramms einer besonderen Berücksichtigung, da bei vielen Artengruppen externe Faktoren wie bspw. Nutzungsänderungen in nicht vom Vorhaben betroffenen wichtigen Jagdhabitaten oder Winterquartieren eine erhebliche Auswirkungen auf den Erfolg geplanter Maßnahmen haben können).
- Die Entwicklung und Durchführung von Korrekturmaßnahmen bei Zielabweichungen.
- Eine nachvollziehbare Dokumentation der einzelnen Verfahrensschritte und Ergebnisse.

Im Zusammenhang mit dem Risikomanagement ist zu betonen, dass es Zielsetzung des Gesetzes ist, die Funktionen, d. h. die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung bzw. für ausreichende Ruhephasen zu gewährleisten. Das Monitoring muss daher insbesondere überprüfen, ob diese Voraussetzungen erfüllt sind, d. h. die relevanten Habitate in mindestens gleichem Umfang und mindestens gleicher Qualität erhalten bzw. wiederhergestellt wurden. Die Überprüfung, ob diese Habitate tatsächlich genutzt werden, bzw. der Fortpflanzungserfolg gewährleistet ist, ist ein wesentliches Indiz für die Funktionsfähigkeit vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen. Aus einem unzureichenden Fortpflanzungserfolg kann aber nicht automatisch auf eine unzureichende Funktionserfüllung geplanter Maßnahmen geschlossen werden. Soweit betroffene Habitate in gleichem Umfang und gleicher Qualität wiederhergestellt wurden, ist auch die Wiederherstellung der Fortpflanzungs- und Ruhefunktionen anzunehmen. Bleibt der Fortpflanzungserfolg aus, so ist zu prüfen, welche Ursachen dies hat. Sollte die Ursache darin liegen, dass nicht alle Habitatqualitäten und Vorhabenswirkungen in ausreichendem Umfang berücksichtigt wurden, so ist dies dem Vorhabensträger anzulasten und es besteht Nachbesserungsbedarf entsprechend des im Planfeststellungsbeschluss festzulegenden Risikomanagements. Sind externe, nicht mit dem jeweiligen Vorhaben in Verbindung stehende Ursachen maßgeblich (z. B. Veränderungen der land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung auf angrenzenden Flächen), so kann dies nicht dem Vorhabensträger angelastet werden.

Grundsätzlich wird für ein sachgerechtes Risikomanagement ein mehrjähriges Monitoring entsprechend der gängigen Methodenstandards erforderlich sein. Der konkrete Umfang ist in Abhängigkeit von den betroffenen Arten und den Umständen des Einzelfalls festzulegen.

3.7 Sonstige Anforderungen an Maßnahmen und Maßnahmenkategorien

Grundsätzlich müssen vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen über das ohnehin erforderliche Maß an Nutzungsaufgaben oder anderweitigen Maßnahmenverpflichtungen hinaus gehen. Dies gilt z. B. für die Abgrenzung zu Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen in Schutzgebieten oder zu ohnehin erforderlichen Maßnahmen im Rahmen von land-, forst- oder fischereilichen Nutzungen entsprechend § 44 Abs. 4 BNatSchG.

Flächen, die bereits Habitate für andere Arten darstellen, sind insbesondere dann geeignet, wenn durch die Maßnahmen nicht nur für die Zielarten Lebensraum entwickelt wird, sondern auch die bereits vorkommenden Arten von den Maßnahmen profitieren. Unbedingt zu vermeiden sind Maßnahmen, die zwar den artenschutzrechtlich relevanten Arten dienen, die aber auf den gewählten Flächen zu Beeinträchtigungen für dort vorkommenden Arten führen. Mögliche naturschutzinterne Zielkonflikte sind zu vermeiden bzw. durch Prioritätensetzungen der Naturschutzbehörden zu lösen.

Die verschiedenen Möglichkeiten zur Ausgestaltung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen lassen sich im Wesentlichen in folgende Kategorien unterscheiden.

- Neuschaffung bzw. Entwicklung natürlicher und naturnaher Habitate
- Maßnahmen der Habitatverbesserung

- Schaffung künstlicher Habitatemente
- Ergänzende Maßnahmen

3.7.1 Neuschaffung bzw. Entwicklung natürlicher und naturnaher Habitats

Unter dieser Kategorie sind Maßnahmen zusammenzufassen, die der grundsätzlichen Neuschaffung von Habitats dienen. Geeignet sind derartige Maßnahmen im besonderen Maße für Pionierarten, welche relativ kurzfristig herstellbare Habitatstrukturen nutzen. Als Beispiel ist hier die Anlage von Laichgewässern für die Gelbbauchunke zu nennen, welche als Pionierart bereits neu geschaffene, weniger als ein Jahr alte Laichgewässer besiedelt.

Die Neuanlage von Habitats soll möglichst nah zu den betroffenen Fortpflanzungsstätten mindestens aber innerhalb des Aktionsradius der an den Fortpflanzungsstätten betroffenen Individuen erfolgen. Bei der Schaffung von Habitats für Pionierarten ist zudem das Problem der Habitatverschlechterung durch Sukzession zu berücksichtigen. Insbesondere wenn die ursprünglichen Habitats durch eine natürliche Dynamik geprägt waren, sollten diese Voraussetzungen auch im Bereich der Habitatneuanlage gegeben sein, bzw. sind sie durch eine entsprechende Pflege zu gewährleisten.

3.7.2 Maßnahmen der Habitatverbesserung

Unter den Maßnahmen zur behutsamen Habitatverbesserung werden Maßnahmen zusammengefasst, welche der Förderung bestimmter natürlicherweise oder kulturhistorisch bedingter Habitatqualitäten innerhalb eines bereits von der betroffenen Art besiedelten Habitats dienen. Dies umfasst klassische Pflegemaßnahmen bspw. zur Erhaltung bestimmter Sukzessionsstadien oder auch die Extensivierung von Nutzungen.

Beispiele sind die Entbuschung von Trockenrasen zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen für die Zauneidechse, der Rückbau von Drainagen und die Etablierung eines optimierten Mahd- bzw. Nutzungsregimes zur Förderung von Wiesenbrütern oder die Erhöhung des Altholzanteils in Waldbeständen zur Förderung von Waldfledermausarten, Spechten oder Totholzkäfern.

Die Zielhabitats und Habitatemente entsprechen den Habitatstrukturen der Natur- und Kulturlandschaft. Die Maßnahmen unterscheiden sich in diesem Punkt von den nachfolgend aufgeführten „Beschleunigermaßnahmen“ mit denen künstliche Habitatemente eingebracht werden.

Maßnahmen der Habitatverbesserung dienen dazu, die Lebensraumeignung von Habitats zu erhöhen. Möglich ist die Verbesserung bereits besiedelter Habitats, um hier die Populationsdichte zu erhöhen oder eine Aufwertung derzeit noch nicht genutzter Teilflächen der Habitats, um eine Ausdehnung der Population zu ermöglichen. Die Bearbeitung der Artensteckbriefe zeigt, dass Maßnahmen der Habitatverbesserung für viele Arten grundsätzlich eine geeignete Maßnahme darstellen können. Im Einzelfall werden die Möglichkeiten für die Umsetzung derartiger vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen aller-

dings entscheidend durch das Vorhandensein entsprechend aufwertungsgeeigneter Habitate im räumlichen Umfeld geprägt.

3.7.3 Schaffung künstlicher Habitatemente

Unter diese Maßnahmenkategorie werden sämtliche Maßnahmen subsumiert, die mit der Einbringung künstlicher Habitatemente zur Aufwertung von Habitaten beitragen.

Beispiele sind das Aufhängen von Nistkästen für Brutvögel oder Haselmaus oder Fledermauskästen als Ersatzquartiere für natürliche Baumhöhlen oder das Bohren von Kunsthöhlen als Fledermausquartiere. Derartige Maßnahmen sind lediglich ergänzend zur Überbrückung von zeitlichen Entwicklungsdefiziten einzusetzen. Sie sind immer mit Maßnahmen zur Verbesserung der natürlichen Habitatqualitäten wie bspw. der Aufgabe oder Reduzierung der forstlichen Nutzung in Waldbeständen zu kombinieren. Dies ergibt sich einerseits aus der Anforderung, dass die geschaffenen Habitatqualitäten entsprechend der natürlichen Habitate dauerhaft funktionsfähig sein müssen, was bei Nistkästen i. d. R. nicht gegeben ist und zum anderen aus der Zielsetzung der FFH-Richtlinie, die Artenvielfalt zu sichern. In diesem Sinne sind die Anhang IV-Arten auch als Schirmarten zu sehen, durch deren Schutz Arten mit vergleichbaren Habitatansprüchen ebenfalls gesichert werden sollen. Allein mit dem Aufhängen von Nistkästen lässt sich diese Zielsetzung nicht unterstützen.

Ausnahmen können sich im Siedlungsbereich ergeben, wo z. B. Fledermausquartiere in Gebäuden durch den Bau vergleichbarer Quartiere ersetzt werden können.

3.7.4 Ergänzende Maßnahmen

Unter den ergänzenden Maßnahmen werden sämtliche Maßnahmen zusammengefasst, die nicht unmittelbar an den Habitatstrukturen ansetzen, sondern den Maßnahmenerfolg unterstützen, indem Störungen vermindert oder die Besiedlung aktiv beschleunigt wird. Hierzu zählen z. B. die Umsiedlung von Feldhamstern oder Zauneidechsen, die Prädatorrenkontrolle für den Kiebitz oder die Hälterung und Zucht von Pflanzen und Tieren.

Derartige Maßnahmen können im Einzelfall zur Erhöhung der Erfolgswahrscheinlichkeit oder Verkürzung der Entwicklungszeit sinnvoll sein, sind aber immer nur in Zusammenhang mit Maßnahmen der Habitatneuschaffung oder –verbesserung geeignet, bzw. teilweise lediglich als Maßnahmen des Risikomanagements vorzusehen.

So sollten Habitatneuschaffungen oder –aufwertungen möglichst so positioniert werden, dass eine eigenständige Besiedlung zeitnah möglich ist. Nur wenn die hierfür erforderlichen Voraussetzungen nicht gegeben sind, kann für Arten, bei denen eine ausreichende Erfolgswahrscheinlichkeit besteht, eine Umsiedlung in Erwägung gezogen werden. Unabhängig davon ergibt sich in vielen Fällen, dass zur Vermeidung der Tötung von Individuen im Eingriffsbereich diese abgefangen werden müssen, woraus sich quasi zwangsweise der Bedarf einer Umsiedlung in neu geschaffene oder verbesserte Habitate ergibt,

unabhängig davon ob ein Teil der betroffenen Individuen das Zielhabitat wegen unmittelbarer Nachbarschaft auch eigenständig erreichen kann.

Die Prädationskontrolle kann für einzelne Arten, wie z. B. den Kiebitz, als unterstützende Maßnahme in Kombination mit Maßnahmen der Habitatentwicklung oder -verbesserung sinnvoll sein. Sie ist jedoch nie für sich alleine ausreichend und sollte immer nur begrenzt durchgeführt werden. Zielsetzung muss es sein, eine dauerhaft stabile Population ohne ständige äußere Einflussnahme zu erreichen.

Die Hälterung und Zucht von Pflanzen oder Tieren kann lediglich in gut begründeten Einzelfällen als ergänzende Maßnahmen des Risikomanagements in Frage kommen.

4 Rechtliche und methodische Abgrenzung der aus dem Artenschutzrecht resultierenden Anforderungen und Maßnahmen von anderen Prüfnormen

Bei Infrastrukturplanungen sind neben den Anforderungen des Artenschutzrechtes in jedem Fall auch die Anforderungen der Eingriffsregelung und häufig auch der FFH-Verträglichkeitsprüfung zu bewältigen. Darüber hinaus können für FFH-Gebiete Maßnahmen des Gebietsmanagements gemäß § 32 Abs. 3 BNatSchG bzw. Art. 6 Abs. 1 u. 2 FFH-RL von Bedeutung sein.

Diese verschiedenen Anforderungen und daraus resultierende Maßnahmentypen sind für die Planungspraxis zu systematisieren. Aufzuzeigen sind die rechtlichen und inhaltlichen Unterschiede und Gemeinsamkeiten sowie die Möglichkeiten und Grenzen einer multifunktionalen Verwendung. Dabei werden insbesondere folgende Rechtsnormen berücksichtigt:

- Eingriffsregelung nach § 13 ff BNatSchG (Vermeidungs-, Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen).
- Artenschutz nach § 44 Abs. 1 und Abs. 5 BNatSchG und nach § 45 Abs. 8 BNatSchG (Vermeidungsmaßnahmen, Maßnahmen zur Erhaltung der ökologischen Funktionalität, Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustands der Populationen der betroffenen Arten im Zuge einer Ausnahme).
- Gebietsschutz nach § 34 ff. BNatSchG (Maßnahmen zur Schadensbegrenzung, Maßnahmen zur Kohärenzsicherung).
- Gebietsmanagement für Natura 2000-Gebiete (Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen im Sinne von § 32 Abs. 3 BNatSchG).

Nachfolgend werden zunächst die unterschiedlichen Zielsetzungen, Rechtsfolgen und Bezugsgegenstände der Instrumente erläutert. Anschließend erfolgt eine Betrachtung der einzelnen Maßnahmen, wobei grundsätzlich folgende Maßnahmentypen unterschieden werden können:

- Vermeidungsmaßnahmen (Maßnahmen, die darauf ausgerichtet sind, die Entstehung von Beeinträchtigungen durch Maßnahmen am Vorhaben zu vermeiden oder zu vermindern),
- Kompensatorische Maßnahmen (Maßnahmen, welche darauf abzielen, durch ein Vorhaben entstandene Beeinträchtigungen durch Aufwertungsmaßnahmen zu kompensieren).

4.1 Zielsetzung und Rechtsfolgen der Instrumente

4.1.1 Eingriffsregelung

Die Eingriffsregelung ist ein auf die Bedürfnisse des Naturschutzes und der Landschaftspflege zugeschnittenes Folgenbewältigungssystem, welches i. d. R. im Hucklepack-Verfahren, d. h. im Rahmen des jeweiligen fachrechtlichen Zulassungsverfahrens, vollzogen wird. Sie fußt auf dem Verursacherprinzip, dient einem präventiven auf die Gesamtfläche bezogenen Naturschutz und soll dazu beitragen den Status quo der Werte und Funktionen des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes zu bewahren. Hierzu ist ein strikt einzuhaltendes Prüfprogramm vorgeschrieben, wonach zunächst vorrangig alle Möglichkeiten zur Vermeidung von Beeinträchtigungen auszuschöpfen sind. Danach sind nicht vermeidbare erhebliche Beeinträchtigungen auszugleichen (Ausgleichsmaßnahmen) oder zu ersetzen (Ersatzmaßnahmen). Soweit eine Vermeidung oder Kompensation der Beeinträchtigungen nicht vollständig möglich ist, darf der Eingriff nicht zugelassen werden, soweit den beeinträchtigten Belangen des Naturschutzes und der Landschaftspflege in der Abwägung der Vorrang einzuräumen ist. Als „ultima ratio“ kann für nicht kompensierbare Beeinträchtigungen eine Ersatzzahlung vorgesehen werden.

4.1.2 Artenschutz

Der Artenschutz dient dem Erhalt der biologischen Vielfalt und unterstützt damit die Ziele internationaler Abkommen, wie bspw. des 1992 in Rio de Janeiro beschlossenen Übereinkommens über die biologische Vielfalt¹.

Zum Erhalt dieser Vielfalt sieht § 44 Abs. 1 BNatSchG Zugriffsverbote und § 44 Abs. 2 Besitz- und Vermarktungsverbote² für besonders und streng geschützte Arten vor. Die besonders geschützten Arten sind in § 7 Abs. 2 Nr. 13 und die streng geschützten in § 7 Abs. 2 Nr. 14 BNatSchG definiert. Danach sind insbesondere die in Anhang IV der FFH-RL aufgelisteten Arten den streng geschützten Arten zugeordnet. Für nach § 15 BNatSchG zulässige Eingriffe, zu denen Infrastrukturvorhaben i. d. R. zu zählen sind, begrenzt sich der Anwendungsbereich gemäß § 44 Abs. 5 BNatSchG auf die Arten des Anhang IV der FFH-RL, die wildlebenden europäischen Vogelarten sowie auf Arten, die in einer Rechtsverordnung nach § 54 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG aufgeführt sind. Sind andere besonders geschützte Arten betroffen, liegt bei Handlungen zur Durchführung eines Eingriffs oder Vorhabens ein Verstoß gegen die Zugriffs-, Besitz- und Vermarktungsverbote nicht vor.

Das artenschutzrechtliche Schutzregime des § 44 BNatSchG beinhaltet vom Verursacher einer Beschädigung oder Störung strikt zu berücksichtigende Verbote und Ausnahmetatbestände. So ist in einem ersten Schritt zunächst zu klären, inwieweit die Tötungs-, Schädigungs- und Störungsverbote des § 44 Abs. 1 BNatSchG erfüllt sein können.

¹ vgl. zu Zielen und Begründungen der Biologischen Vielfalt BMU 2007, Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt.

² Auf die in diesem Zusammenhang nicht näher eingegangen wird.

Besteht die Wahrscheinlichkeit, dass einer oder mehrere der Verbotstatbestände erfüllt werden, sind zunächst die Möglichkeiten zur Vermeidung dieser Beeinträchtigungen zu überprüfen. Zwar wird der Begriff der Vermeidung im Gesetz nicht explizit erwähnt, da die artenschutzrechtlichen Verbote aber darauf ausgerichtet sind, dass Beeinträchtigungen der geschützten Arten und Habitate unterbleiben, kommt der Prüfung von Vermeidungsmaßnahmen ein besonderer Vorrang zu (vgl. auch TRAUTNER et al. 2007: 42).

Reichen Vermeidungsmaßnahmen nicht aus oder sind sie nicht möglich, können in einem weiteren Schritt vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen festgesetzt werden, welche gewährleisten, dass die ökologischen Funktionen der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt werden (§ 44 Abs. 5 BNatSchG).

Können die ökologischen Funktionen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten nicht bewahrt werden, d. h. werden die artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände erfüllt, kann das Vorhaben ausnahmsweise zugelassen werden, u. a. aus zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses einschließlich sozialer oder wirtschaftlicher Belange (vgl. § 44 Abs. 8 Nr. 5 BNatSchG). Voraussetzung ist allerdings, dass zumutbare Alternativen nicht gegeben sind, überwiegende öffentliche Interessen vorliegen und sich der Erhaltungszustand der Population einer Art nicht verschlechtert bzw. in einem günstigen Erhaltungszustand verbleibt (vgl. Art. 16 FFH-RL). Letzteres kann durch geeignete Maßnahmen mit kompensatorischem Charakter gewährleistet werden (vgl. EU-KOMMISSION 2007b: 63).

4.1.3 FFH-Verträglichkeitsprüfung

Die FFH-RL¹ verpflichtet die Mitgliedsstaaten zur Errichtung eines EU-weiten, zusammenhängenden Netzes besonderer Schutzgebiete für Lebensräume, Pflanzen und Tiere von europäischer Bedeutung unter der Bezeichnung „Natura 2000“. Die Entwicklung eines derartigen Netzwerkes besonderer Schutzgebiete trägt dem Gedanken des Biotopverbundes Rechnung und soll dazu beitragen, die Vielfalt der natürlichen Lebensräume und wildlebenden Tier- und Pflanzenarten zu erhalten und soweit erforderlich auch wiederherzustellen. Zur Sicherung, Erhaltung und Entwicklung der „Natura 2000-Gebiete“ sieht Art. 6 der FFH-RL besondere Schutzregelungen vor, die u. a. auch eine Verträglichkeitsprüfung für Pläne und Projekte umfassen. Im Detail sind diese in Artikel 6 Abs. 3 und 4 FFH-Richtlinie geregelt, welche durch §§ 34 bis 36 BNatSchG umgesetzt werden.

Wie auch die Eingriffsregelung basiert die FFH-Verträglichkeitsprüfung auf dem Verursacherprinzip und beinhaltet bestimmte, stufenweise zu bewältigende Prüfschritte und Rechtsfolgen. Im Wesentlichen umfasst dies die Prüfung, inwieweit ein „Natura 2000-Gebiet“ durch Pläne oder Projekte (allein oder im Zusammenwirken mit anderen Planungen oder Projekten) in seinen für die Erhaltungsziele oder den Schutzzweck maßgeblichen Bestandteilen erheblich beeinträchtigt werden kann.

¹ Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21.05.1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, zuletzt geändert durch Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20. November 2006 Nr. L 363 S. 368.

Dies beinhaltet auch die Einbeziehung (zumutbarer) vorhabensbezogener Möglichkeiten zur Vermeidung von Beeinträchtigungen (Schadensbegrenzung). Soweit erhebliche Beeinträchtigungen zu erwarten sind, ist das Infrastrukturvorhaben entsprechend der Regelung des § 34 Abs. 2 BNatSchG unzulässig. Ausnahmen sind nach § 34 Abs. 3-5 BNatSchG möglich:

- Soweit zumutbare Alternativen den mit dem Projekt verfolgten Zweck an anderer Stelle ohne oder mit geringeren Beeinträchtigungen zu erreichen, nicht gegeben sind,
- die Planung aus zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses, einschließlich solcher sozialer oder wirtschaftlicher Art, notwendig ist und
- alle notwendigen Maßnahmen ergriffen werden, um sicherzustellen, dass die Kohärenz von Natura 2000 weiterhin gewahrt bleibt.

4.1.4 Gebietsmanagement für Natura 2000-Gebiete

Gemäß Artikel 6 Abs. 1 FFH-RL legen die Mitgliedsstaaten geeignete Erhaltungsmaßnahmen fest, die den ökologischen Erfordernissen der in den jeweiligen Gebieten vorkommenden natürlichen Lebensraumtypen nach Anhang I und den Arten nach Anhang II FFH-RL bzw. Anh. 1 und Art. 4 der VSRL entsprechen. Der Begriff „Erhaltung“ umfasst dabei alle Maßnahmen, die erforderlich sind, um die natürlichen Lebensräume und Populationen wildlebender Tier- und Pflanzenarten in einem günstigen Erhaltungszustand zu erhalten oder diesen wiederherzustellen. Mit dem Begriff „ökologische Erfordernisse“ werden alle für die Gewährleistung eines günstigen Erhaltungszustands erforderlichen ökologischen Faktoren umschrieben. Sie sind im konkreten Einzelfall auf der Grundlage wissenschaftlicher Erkenntnisse zu bestimmen. Die erforderlichen Maßnahmen können in Bewirtschaftungsplänen (Managementplänen) oder durch sonstige geeignete rechtliche, vertragliche oder administrative Regelungen festgelegt werden (vgl. EU-KOMMISSION 2000: 16 ff.).

Gemäß Artikel 6 Abs. 2 FFH-RL sind zudem geeignete Maßnahmen zu treffen, um in den besonderen Schutzgebieten die Verschlechterung der natürlichen Lebensräume und der Habitate der Arten sowie Störungen von Arten, für welche die Gebiete ausgewiesen worden sind, zu vermeiden, sofern solche Störungen sich auf die Ziele der FFH-RL erheblich auswirken¹. Diese Maßnahmen sind präventiv zu ergreifen, d. h. umzusetzen bevor ein vorhersehbares Ereignis zu einer Verschlechterung oder erheblichen Störung führt. Die Bewertung von Verschlechterungen oder Störungen erfolgt auf der Grundlage des Erhaltungszustands der betreffenden Arten und Lebensräume.

¹ Hieraus ergibt sich im Übrigen für den Mitgliedsstaat auch eine Verpflichtung, einer Verschlechterung des Gebietes aufgrund der natürlichen Entwicklung durch Verbuschung, Verlandung o.ä. entgegen zu wirken (vgl. Urteil des EuGH v. 20.10.2005, C-6/04, RN. 34)

Während Artikel 6 Abs. 3 und 4 FFH-RL (FFH-Verträglichkeitsprüfung) nur auf Pläne und Projekte anwendbar sind, die zumindest einer Anzeigepflicht unterliegen, sind die Maßnahmen zur Vermeidung von Verschlechterungen gemäß Artikel 6 Abs. 2 FFH-RL auch gegenüber Nutzungen wie bspw. Land- oder Forstwirtschaft zu ergreifen, welche nicht anzeigepflichtig sind (vgl. EU-KOMMISSION 2000: 16 ff.).

Zwischen den erforderlichen Maßnahmen nach Artikel 6 Abs. 1 und Artikel 6 Abs. 2 FFH-RL werden in der Praxis häufig fließende Übergänge bestehen. So können z. B. Maßnahmen auf landwirtschaftlichen Flächen zur Verringerung von Nährstoffeinträgen in ein oligo- bis mesotrophes stehendes Gewässer (LRT 3130) sowohl als Erhaltungsmaßnahmen als auch als Maßnahmen zur Vermeidung von Verschlechterungen interpretiert werden.

Anders als die vorstehend beschriebenen Instrumente des Artenschutzes, die Eingriffsregelung und die FFH-Verträglichkeitsprüfung ist das Gebietsmanagement nicht dem Verursacherprinzip und damit dem reaktiven Schutz vor vorhabensbezogenen Beeinträchtigungen zuzuordnen. Die beschriebenen Erhaltungsmaßnahmen sowie Maßnahmen zur Vermeidung von Verschlechterungen und Störungen sind eine originäre Aufgabe der Mitgliedsstaaten bzw. ihrer hierfür zuständigen Naturschutzfachbehörden. Sie dienen dem Ziel, einen günstigen Erhaltungszustand der Lebensräume und Arten - für die das Gebiet bestimmt ist - zu bewahren oder wiederherzustellen. Aufgrund dieses grundsätzlich anderen Charakters werden diese Maßnahmen im Folgenden nicht vertieft betrachtet. Hinsichtlich der Maßnahmenart können sich zwar häufig Gemeinsamkeiten, insbesondere mit den Kohärenzsicherungsmaßnahmen ergeben, eine Vermischung bzw. multifunktionale Nutzung dieser Maßnahmen ist aber grundsätzlich auszuschließen. Ausgehend von den für die Gebiete festgelegten Erhaltungszielen und insbesondere den Managementplänen sind derartige zur Erhaltung eines guten oder Verbesserung eines schlechten Erhaltungszustands zwingend festzulegende Maßnahmen Bestandteil des Status quo. Maßnahmen zur Kohärenzsicherung oder zur Kompensation von Beeinträchtigungen sind somit zusätzlich zu derartigen Maßnahmen des Gebietsmanagements vorzusehen, wenn eine Verschlechterung der Gesamtsituation vermieden werden soll (vgl. in diesem Sinne auch EU-KOMMISSION 2007a: 11 sowie BMVBS 2004: 63).

In der Praxis wirft dieser an sich klare Sachverhalt allerdings noch insoweit erhebliche Probleme auf, als Managementpläne bzw. raumkonkrete Zielsetzungen oder Maßnahmenplanungen gemäß Artikel 6 Abs. 1 oder 2 FFH-RL für den Großteil der Natura 2000-Gebiete noch nicht vorhanden sind. In diesen Fällen muss durch Abfrage bei den zuständigen Fachbehörden ermittelt werden, in welchen Umfang und auf welchen Flächen Maßnahmen des Gebietsmanagements zwingend erforderlich sein werden. Auch wenn Managementpläne vorliegen, wird häufig noch zusätzlicher Klärungsbedarf bestehen, ob es sich um Maßnahmen handelt, die im Sinne des Gebietsmanagements zwingend erforderlich sind oder ob sie nur weitergehende Handlungsempfehlungen für eine Optimierung der Situation im Gebiet darstellen. Als zwingend erforderlich werden i. d. R. alle Maßnahmen anzusehen sein, welche bspw. dazu dienen den derzeitigen günstigen Erhaltungszustand von bereits vorhandenen Lebensraumtypen zu sichern oder einen ungünstigen Erhaltungszustand von vorhandenen Lebensraumtypen zu verbessern. Vorschläge zur Neuentwicklung von Lebensraumtypen dürften dagegen häufig eher auf eine allgemeine Optimierung des Gebiets abzielen und sind dann nicht „zwingend“ im Sinne

des Gebietsmanagements. Derartige Maßnahmenvorschläge können ggf. auch für Kohärenzsicherungsmaßnahmen oder Ausgleichsmaßnahmen aufgegriffen werden, soweit sie vor dem Hintergrund der mit einem Vorhaben verbundenen Beeinträchtigungen geeignet sind.

4.2 Bezugsgegenstand der Instrumente

Ausgehend von den unterschiedlichen Zielsetzungen gibt es deutliche Unterschiede hinsichtlich der Bezugs- bzw. Prüfgegenstände der einzelnen Instrumente.

Bezugsgegenstand der Eingriffsregelung und des ihr inhärenten Folgenbewältigungsprogramms sind Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen oder Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, welche die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können. Das Instrument hat damit einen umfassenden auf die Gesamtfläche und den gesamten Naturhaushalt bezogenen Ansatz.

Die artenschutzrechtlichen Anforderungen sind demgegenüber bei Eingriffen oder Vorhaben nach § 44 Abs. 5 BNatSchG auf die Arten des Anhang IV der FFH-RL und die europäischen Vogelarten einschließlich ihrer Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bzw. auf deren Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten beschränkt. Auch dieses Instrument ist auf die Gesamtfläche bezogen, soweit entsprechende Artenvorkommen vorhanden sind. Anstelle des gesamten Naturhaushalts werden mit den benannten Arten und ihren Habitaten (einschließlich der für die Habitatqualitäten relevanten abiotischen Faktoren) jedoch nur einzelne Bestandteile des Naturhaushalts erfasst.

Den am stärksten eingegrenzten Bezugsgegenstand weisen die FFH-Verträglichkeitsprüfung sowie die Instrumente des Gebietsmanagements für FFH-Gebiete auf. Diese beziehen sich ausschließlich auf die ausgewiesenen Natura 2000-Gebiete und die nach den Erhaltungszielen maßgeblichen Bestandteile wie insbesondere die Lebensräume und Arten der Anhänge I und II FFH-RL sowie die Vogelarten des Anhang I VS-RL und Zugvogelarten des Art. 4 Abs. 2 VS-RL sowie deren Lebensräume.

Einen schematischen Überblick dieser unterschiedlichen Bezugsgegenstände gibt die nachfolgende Abbildung:

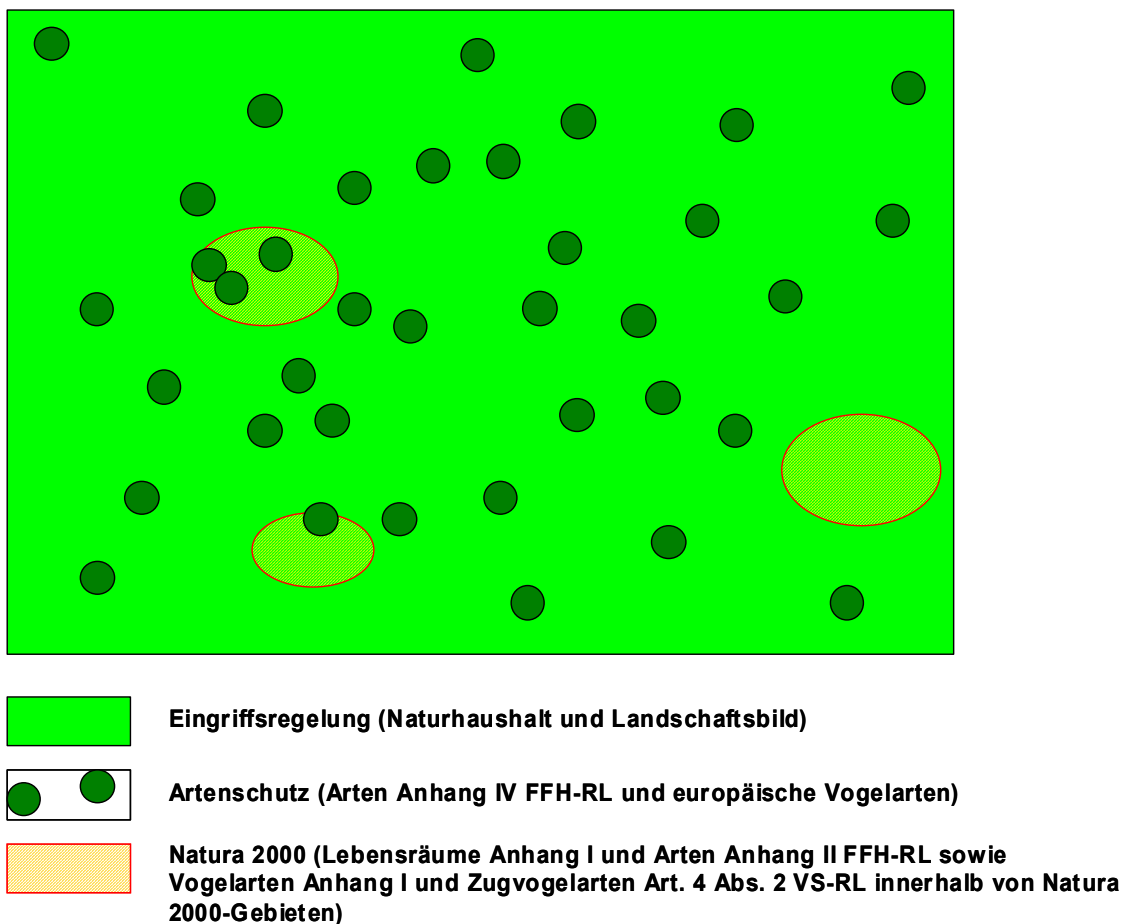


Abb. 2: Bezugsgegenstände der verschiedenen Instrumente und Maßnahmen

Im Grundsatz kann die Eingriffsregelung mit ihrem umfassenden Ansatz die Bezugsgegenstände der übrigen Instrumente mit abdecken. In der Praxis stellt sich jedoch das Problem, dass die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts nicht in der Gesamtheit ihrer Einzelemente und Funktionsbeziehungen abgebildet werden kann, sondern über vereinfachte Modelle erfasst werden muss.¹ Unter Praktikabilitätsgesichtspunkten werden dabei häufig gröbere Raster für die Beschreibung und Erfassung des Naturhaushalts gewählt (im Extremfall nur Biotoptypen), durch die viele der für das Schutzgebietsnetz Natura 2000 oder artenschutzrechtlich relevanten Arten nicht angemessen berücksichtigt werden.

Unter Effizienzgesichtspunkten muss es Zielsetzung sein, dass insbesondere die artenschutzrechtlichen Anforderungen, aber ggf. auch Aspekte der FFH-Verträglichkeitsprüfung und die Eingriffsregelung in der Bearbeitung stärker aufeinander abgestimmt werden. Insbesondere Bestandserfassung und Maßnahmenplanung sollten aufeinander abgestimmt und inhaltlich koordiniert erfolgen. Dieser Weg wird in aktuellen Leitfäden, wie bspw. dem Leitfaden LBP des BMVBS auch beschritten.

¹ Einen Überblick der in der Eingriffsregelung relevanten Modelle zur Abbildung des Schutzgegenstandes gibt BRUNS (2007): 106 ff.

4.3 Vermeidungsmaßnahmen / Maßnahmen zur Schadensbegrenzung

Vermeidungsmaßnahmen zielen darauf ab, die Entstehung von Beeinträchtigungen durch technische Optimierungen am Vorhaben, bzw. der Beeinträchtigungsquelle oder durch die Optimierung der Standortwahl zu vermeiden. Die Anforderung Beeinträchtigungen zu vermeiden ist sämtlichen der betrachteten Regelungen immanent.

Die **Eingriffsregelung** verpflichtet den Verursacher eines Eingriffs, vermeidbare Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft zu unterlassen (vgl. § 15 Abs. 1 BNatSchG). Die Vermeidung von Beeinträchtigungen ist striktes Recht. Entsprechend der Stufenfolge der Eingriffsregelung sind zunächst sämtliche Vermeidungsmöglichkeiten auszuschöpfen, bevor Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für nicht vermeidbare erhebliche Beeinträchtigungen zu ergreifen sind.

Zielsetzung des Vermeidungsgebots ist es, ein Vorhaben planerisch und technisch so zu optimieren, dass vorhabensbedingte erhebliche Beeinträchtigungen der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes weitmöglichst minimiert werden (vgl. bspw. LANA 1996). Dies beinhaltet sowohl kleinräumige Standortoptimierungen als auch technische Maßnahmen für eine umweltverträglichere Ausgestaltung des Vorhabens.

Ein entsprechender Vermeidungsansatz wird auch in der **FFH-Verträglichkeitsprüfung** mit den „Maßnahmen zur Schadensbegrenzung“ angewandt. Der Begriff „Maßnahme zur Schadensbegrenzung“ ist weder im BNatSchG noch in der FFH-RL enthalten. Er wird jedoch in Interpretationshilfen der EU (EU-KOMMISSION 2007a und 2000) verwandt und hat sich auch in der Fachpraxis durchgesetzt (vgl. bspw. BMVBS 2004). Maßnahmen zur Schadensbegrenzung sind planerische oder technische Vorhabensoptimierungen zur vollständigen oder teilweisen Vermeidung von erheblichen Beeinträchtigungen der nach den Erhaltungszielen zu schützenden Bestandteile eines Natura 2000-Gebietes. Diese Vermeidungsmaßnahmen sind fester Bestandteil der Spezifikationen eines Plans oder Projektes. Maßnahmen zur Schadensbegrenzung sind strikt von Ausgleichsmaßnahmen bzw. Maßnahmen zur Kohärenzsicherung zu unterscheiden (vgl. EU-KOMMISSION 2007a: 11 und EU-KOMMISSION 2000: 41).

Auch zur Vermeidung von **artenschutzrechtlich relevanten Beeinträchtigungen** bietet sich die Planung von Vermeidungsmaßnahmen an. Auch hierbei handelt es sich um Maßnahmen, welche unmittelbar am Vorhaben ansetzen. Sie sind gezielt darauf auszurichten, die Beeinträchtigungen der besonders geschützten Arten und somit ein Eintreten der artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände zu vermeiden.

Den in der Eingriffsregelung, der FFH-Verträglichkeitsprüfung oder bei der Beurteilung von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen vorzusehenden Vermeidungsmaßnahmen bzw. Maßnahmen zur Schadensbegrenzung ist gemeinsam, dass sie direkt am Vorhaben ansetzen und eine Vermeidung von Beeinträchtigungen durch technische Optimierungen des Vorhabens zum Ziel haben. Unterschiede bestehen insbesondere hinsichtlich des räumlichen Geltungsbereichs und des inhaltlichen Prüfgegenstandes (s. o.).

So sind zur Umsetzung der Anforderungen der Eingriffsregelung im gesamten Wirkungsbereich eines Vorhabens die Möglichkeiten zur Vermeidung von Beeinträchtigungen der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und des Landschaftsbildes zu überprüfen. In der FFH-VP und der artenschutzrechtlichen Betrachtung bezieht sich die Prüfung von Vermeidungsmöglichkeiten dagegen nur auf Ausschnitte des Gesamttraumes, d. h. auf Natura 2000-Gebiete und artenschutzrechtlich relevante Lebensstätten innerhalb des möglichen Auswirkungsbereichs des Vorhabens. Im Hinblick auf die erforderlichen Voraussetzungen für eine Abweichungsentscheidung oder Befreiung ist bei diesen Instrumenten aber auch zu klären, ob die mit dem Vorhaben verfolgten Ziele nicht auch an anderer Stelle ohne erhebliche Beeinträchtigung von FFH-Gebieten bzw. ohne die Erfüllung von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen realisiert werden können.

In den meisten Fällen sollten und können Vermeidungsmaßnahmen multifunktional für alle drei Instrumente genutzt werden. Dabei bilden die Vermeidungsmaßnahmen der Eingriffsregelung die Basis, welche ggf. durch für einzelne Arten spezifische Maßnahmen zu ergänzen ist.

Im Einzelfall sind aber auch Zielkonflikte zwischen den Instrumenten denkbar. Dies betrifft insbesondere die Konfliktvermeidung durch standörtliche Optimierung. So sind durchaus Fälle vorstellbar, in denen die Vermeidung erheblicher Beeinträchtigungen in einem Natura 2000-Gebiet höhere Beeinträchtigungen von Arten des Anhang IV FFH-RL oder des Landschaftsbildes zur Folge haben kann. Derartige Zielkonflikte sind durch eine sachgerechte naturschutzinterne Abwägung zu lösen, wobei den spezielleren Vorgaben zur Sicherung des Schutzgebietsnetzes Natura 2000 sowie den artenschutzrechtlichen Belangen der Vorrang einzuräumen sein wird.

4.4 Kompensatorische Maßnahmen

Sowohl die Eingriffsregelung, die FFH-Verträglichkeitsprüfung als auch die artenschutzrechtlichen Anforderungen sehen explizit oder implizit kompensatorische Maßnahmen vor, mit denen unvermeidbare bzw. ausnahmsweise zugelassene Beeinträchtigungen zu kompensieren sind. Nachstehend werden die unterschiedlichen Anforderungen an diese Maßnahmen insbesondere unter funktionalen, zeitlichen und räumlichen Gesichtspunkten erläutert.

4.4.1 Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Bewahrung der ökologischen Funktionalität

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Bewahrung der ökologischen Funktionalität bzw. sog. CEF-Maßnahmen (measures to ensure the continued ecological functionality) sind einzig im Zusammenhang mit den artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen vorgesehen. Ein grundsätzlicher Unterschied zu den vorstehend beschriebenen Vermeidungsmaßnahmen liegt darin, dass eine Beeinträchtigung nicht durch Maßnahmen am Vorhaben vermieden wird, sondern tatsächlich erfolgt. Zugleich wird durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen aber die Funktionsfähigkeit der betroffenen Fortpflanzungs- und

Ruhestätten gewahrt. Im Prinzip geschieht dies, indem die Funktionsfähigkeit vor dem Eingriff durch die Erweiterung, Verlagerung und/oder Verbesserung der Habitate erhöht wird. Das Maß der Verbesserung muss dabei gleich oder größer als die zu erwartenden Beeinträchtigungen sein, so dass nach Durchführung des Eingriffs zumindest der Status quo gewahrt bleibt.

Inhaltlich können Maßnahmen zur Bewahrung der ökologischen Funktionalität häufig Gemeinsamkeiten mit Ausgleichsmaßnahmen der Eingriffsregelung oder Maßnahmen zur Kohärenzsicherung aufweisen. Zu berücksichtigen sind aber die erhöhten Anforderungen insbesondere hinsichtlich der zeitlichen Realisierung und der Sicherheit, dass angestrebte Wirkungen auch tatsächlich erreicht werden (vgl. hierzu im einzelnen Kap. 4). Insofern ist eine multifunktionale Nutzung von Maßnahmen durchaus möglich und sinnvoll, es muss aber gewährleistet sein, dass die jeweils spezifischen Anforderungen erfüllt sind.

Die nachfolgende Abbildung veranschaulicht schematisch die unterschiedlichen zeitlichen Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen entsprechend § 44 Abs. 5 BNatSchG sowie Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen der Eingriffsregelung gemäß § 15 BNatSchG.

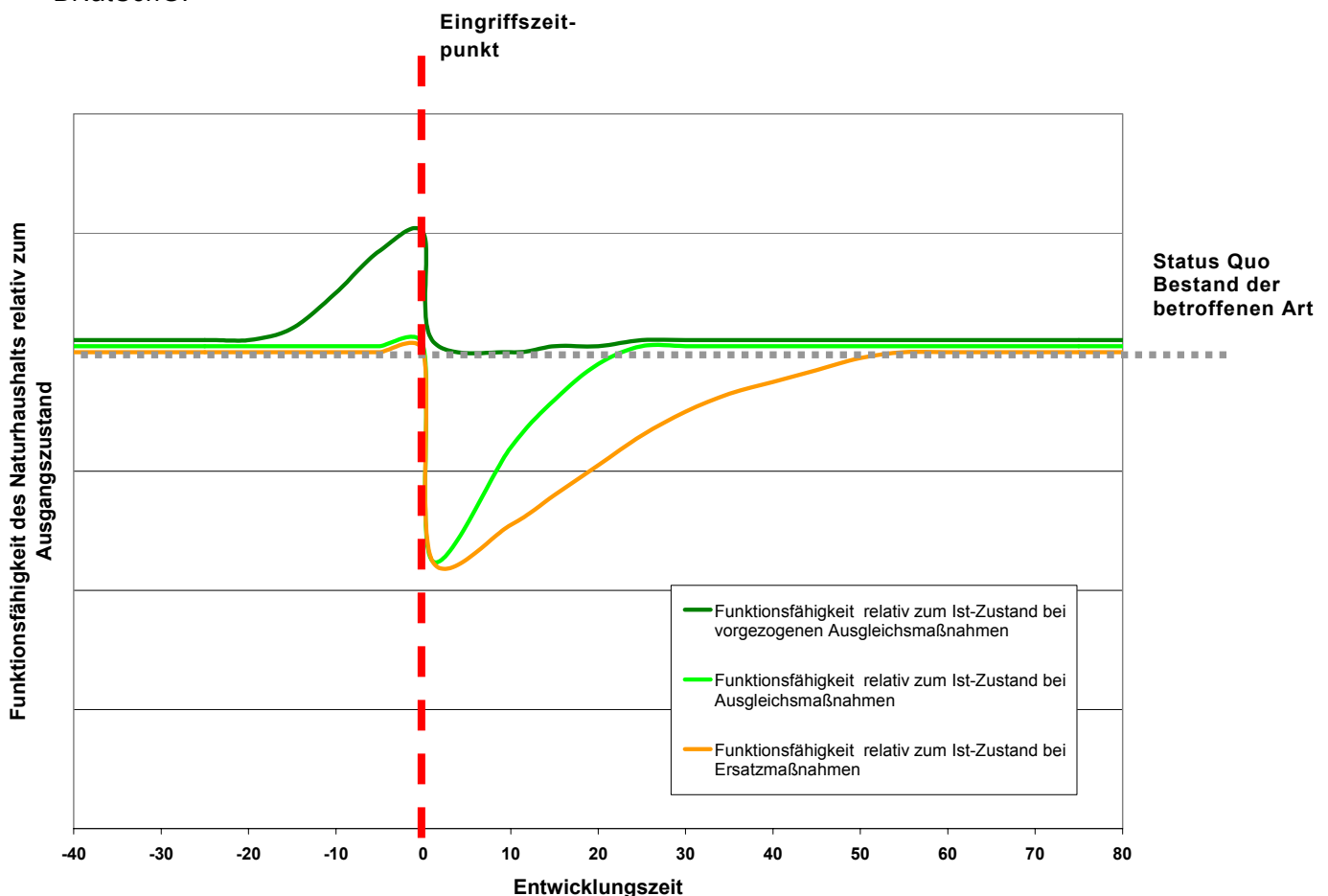


Abb. 3: Schematische Darstellung der zeitlichen Entwicklung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts in Abhängigkeit von den Maßnahmentypen

4.4.2 Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustandes der Population

Soweit durch ein Vorhaben die artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände ausgelöst werden, ist gemäß § 45 Abs. 7 BNatSchG als Voraussetzung für eine Zulassung u. a. zu gewährleisten, dass sich der Erhaltungszustand der Population der betroffenen Arten nicht verschlechtert. Hierzu ist zunächst der Erhaltungszustand der betroffenen Art zu beurteilen, was entsprechend der Methoden der Berichterstattung nach Artikel 17 FFH-RL erfolgen soll (vgl. hierzu Kap. 2.6.3 sowie RUBIN 2007: 165, EU-KOMMISSION 2007b: 68).

Kompensationsmaßnahmen, welche darauf abzielen die negativen Auswirkungen auf eine bestimmte Art auszugleichen und so den Status quo des Erhaltungszustands zu bewahren, sind zwar weder in der FFH-RL noch im BNatSchG erwähnt und somit nicht verbindlich vorgeschrieben. Entsprechend den Empfehlungen der EU Kommission sind sie jedoch zweckmäßig, um eine Ausnahme insbesondere hinsichtlich der Bewahrung eines guten Erhaltungszustands besser zu rechtfertigen. Diese Maßnahmen werden häufig „Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustands“ oder auch „FCS-Maßnahmen“ genannt, da sie dazu dienen sollen, einen günstigen Erhaltungszustand (Favourable Conservation Status) zu bewahren. Die EU-KOMMISSION (2007b: 70) nennt folgende Anforderungen für derartige Maßnahmen:

- Die Maßnahmen müssen die negativen Auswirkungen des Vorhabens den spezifischen Gegebenheiten entsprechend ausgleichen.
- Die Maßnahmen müssen eine hohe Erfolgchance / Wirksamkeit aufweisen und auf der optimalen Fachpraxis basieren.
- Sie müssen die Möglichkeit garantieren, dass Arten einen guten Erhaltungszustand erreichen können.
- Sie müssen möglichst vor Eintritt der Beeinträchtigung wirksam sein (Ob gewisse zeitliche Verzögerungen hingenommen werden können oder nicht, ist in Abhängigkeit von den betroffenen Arten und Habitaten zu beurteilen).

Konkretere Hinweise zur räumlichen Lage der Maßnahmen sind den Ausführungen nicht zu entnehmen. Für eine angemessene Beurteilung der Wirksamkeit der Maßnahmen dürfte ein Bezug zur betroffenen lokalen Population empfehlenswert sein. Angesichts der Zielsetzung den Erhaltungszustand innerhalb der biogeographischen Region des jeweiligen Mitgliedsstaates zu sichern, sind jedoch auch von der betroffenen lokalen Population unabhängige Maßnahmen vorstellbar, soweit sie die Situation der betroffenen Art entsprechend den zu erwartenden Beeinträchtigungen verbessern.

(vgl. auch Kap 2.6.2)

4.4.3 Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen der Eingriffsregelung

Gemäß den Vorgaben der **Eingriffsregelung** sind unvermeidbare erhebliche Beeinträchtigungen durch Maßnahmen des Naturschutzes auszugleichen (Ausgleichsmaßnahmen) oder zu ersetzen (Ersatzmaßnahmen).

4.4.3.1 Ausgleichsmaßnahmen

Ausgeglichen ist eine Beeinträchtigung, wenn und sobald die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in gleichartiger Weise wiederhergestellt sind und das Landschaftsbild landschaftsgerecht wiederhergestellt oder neu gestaltet ist (vgl. § 15 Abs. 2 BNatSchG). Die Ausgleichspflicht zielt darauf ab, dem vorherigen Zustand von Natur und Landschaft möglichst nahe zu kommen und zwar im Rahmen des Praktischen wie vom Menschen Machbaren.

Art und Umfang erforderlicher Ausgleichsmaßnahmen leiten sich damit aus Art und Umfang erheblicher Beeinträchtigungen ab, d. h. als Ausgleichsmaßnahmen sind nach Möglichkeit gleiche Funktionsausprägungen in mindestens gleichem Umfang und gleicher Qualität wiederherzustellen. Die geforderte Gleichartigkeit bezieht sich primär auf Funktionen gleicher Art. Sie erfordert keine exakte Reproduktion (vgl. bspw. LANA 1996).

Das Bundesnaturschutzgesetz enthält anders als verschiedene Ländergesetze keine weiterführenden Angaben zu erforderlichen **räumlichen** Beziehungen zwischen Eingriffsort und Ausgleichsort. Die räumliche Beziehung zwischen Eingriff und Ausgleich ist allerdings im Einzelfall über das Erfordernis der Wiederherstellung beeinträchtigter Funktionen des Naturhaushalts zu definieren. So wird sich bspw. der Verlust von Landlebensräumen im Umfeld eines Amphibienlaichgewässers nur durch die Wiederherstellung entsprechender Landlebensräume innerhalb der Aktionsradien der betroffenen Arten ausgleichen lassen. Die räumlichen Gestaltungsmöglichkeiten für den Ausgleich müssen sich also an den funktionalen Anforderungen orientieren und können dadurch im Einzelfall eng begrenzt sein.

In **zeitlicher** Hinsicht ist von einer Ausgleichbarkeit dann auszugehen, wenn sich die durch den Eingriff beeinträchtigten Funktionen innerhalb von bis zu 25 Jahren wieder zur vollen „Vor-Eingriffs-Qualität“ entwickeln lassen (vgl. LANA 1996).

4.4.3.2 Ersatzmaßnahmen

Ersetzt ist eine Beeinträchtigung, wenn und sobald die beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts in dem betroffenen Naturraum in gleichwertiger Weise hergestellt sind und das Landschaftsbild landschaftsgerecht neu gestaltet ist.

Durch Ersatzmaßnahmen sind beeinträchtigte Funktionen gleichwertig zu ersetzen. Ersatzmaßnahmen kommen als der naturschutzfachlich weniger geeignete Maßnahmentyp i. d. R. erst dann zum Tragen, wenn Ausgleichsmaßnahmen nicht realisierbar sind. Dies kann der Fall sein,

- wenn für einen funktionalen Ausgleich die geeigneten Entwicklungsvoraussetzungen (wie z. B. abiotische Standortvoraussetzungen, Wiederbesiedlungspotenziale etc.) im erforderlichen räumlichen Bezug zum Eingriffsort fehlen oder
- der Zeitrahmen von 25 Jahren bis zur Wirksamkeit der Maßnahmen überschritten wird.

Auch die Ersatzmaßnahmen müssen an den konkret darzulegenden Funktionsbeeinträchtigungen anknüpfen und darauf abzielen diese zu beheben. Dazu sind nach Möglichkeit gleiche oder zumindest den beeinträchtigten Funktionen ähnliche Funktionen wiederherzustellen und so letztlich der „Status quo“ der „naturalen Gesamtbilanz“ zu bewahren. Zielsetzung muss nicht die Wiederherstellung jeder einzelnen Funktion von Natur- und Landschaft sondern die Wiederherstellung eines funktionsfähigen Gesamtsystems in seinen Wechselwirkungen sein. Bei der Entscheidung, welche Funktionen als gleichwertige Funktionen angesehen werden können, kommt insbesondere den Zielen der örtlichen und überörtlichen Landschaftsplanung eine hohe Bedeutung zu. Die aus einem derartigen planerischen Gesamtkonzept abgeleiteten Kompensationsmaßnahmen haben die Vermutung auf ihrer Seite, dass sie in besonderem Maße zu einem funktionierenden Gesamtsystem des Naturhaushalts beitragen (vgl. BREUER 2002, LOUIS 2004).

4.4.3.3 Ersatz für Biotopie streng geschützter Arten¹

Werden als Folge eines Eingriffs Biotopie zerstört, die für die dort wild lebenden Tiere bzw. wild wachsenden Pflanzen der streng geschützten Arten nicht ersetzbar sind, ist der Eingriff nur zulässig, wenn er aus zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses gerechtfertigt ist (§ 19 Abs. 3 BNatSchG). Im Zusammenhang mit der Umsetzung der Eingriffsregelung ist somit zu prüfen, ob Biotopie streng geschützter Arten zerstört werden und ob diese Beeinträchtigung kompensiert werden kann.

Unter dem Begriff „Biotopie“ sind entsprechend § 10 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG Lebensstätten und Lebensräume wildlebender Tiere und Pflanzen zu verstehen. Der Lebensstättenbegriff des § 19 Abs. 3 BNatSchG ist somit weiter gefasst als der des § 42 BNatSchG. Gleichwohl wird es für eine Beurteilung entscheidend sein, ob essenzielle Habitats, d. h. den Bestand eines Vorkommens bzw. einer Teilpopulation limitierende Ressourcen bzw. Teilhabitats, betroffen sind (vgl. auch ALBIG et al. 2003).

Das zu betrachtende Artenspektrum des § 19 Abs. 3 BNatSchG deckt im Vergleich zu § 42 Abs. 5 BNatSchG zwar gleichfalls sämtliche Arten des Anhang IV FFH-RL, aber nur einen Teil der zu berücksichtigenden Vogelarten ab.

Die Frage der Ersetzbarkeit ist fachlich als funktionale Wiederherstellung zu interpretieren, d. h. die Biotopie bzw. Lebensstätten müssen so wiederherstellbar sein, dass keine

¹ Mit Inkrafttreten des neuen BNatSchG zum 01.03.2010 entfällt diese Regelung (vgl. Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege, vom 29.07.2009 BGBl. I Nr. 51/2009 S. 2542).

dauerhaften Beeinträchtigungen der betroffenen Bestände der streng geschützten Arten verbleiben.

4.4.4 Maßnahmen zur Kohärenzsicherung

Soll ein Projekt oder Plan trotz negativen Ergebnisses der Verträglichkeitsprüfung zugelassen werden, so sind u. a. alle notwendigen Ausgleichsmaßnahmen zu ergreifen, um sicherzustellen, dass die globale Kohärenz von Natura 2000 weiterhin gewahrt bleibt (Art. 6 Abs. 4 FFH-RL). Der Ausdruck „Ausgleichsmaßnahmen“ ist in der Habitatrichtlinie nicht näher definiert. Entsprechend den Interpretationshilfen der EU-Kommission sind Ausgleichsmaßnahmen für ein Projekt oder einen Plan genau bestimmte und zusätzlich zur üblichen Praxis der Umsetzung der Natura 2000-Richtlinien (Gebietsmanagement) zu ergreifende Maßnahmen, welche darauf abzielen, die negativen Auswirkungen eines Plans oder Projektes auszugleichen und zu gewährleisten, dass der Beitrag des beeinträchtigten Gebiets zur Erhaltung des günstigen Zustands der zu schützenden Lebensräume oder Arten innerhalb der gegebenen biogeographischen Region gewahrt bleibt. In Abgrenzung zu den naturschutzrechtlichen Anforderungen der Eingriffsregelung wird in der Fachpraxis anstelle von „Ausgleichsmaßnahmen“ i. d. R. von „Maßnahmen zur Kohärenzsicherung“ (vgl. bspw. LANA 2004, BMVBS 2004, EBA 2005) bzw. „Maßnahmen zur Sicherung des Zusammenhangs des Netzes Natura 2000“ (§ 34 Abs. 5 BNatSchG) gesprochen.

Zur Sicherung der Kohärenz von Natura 2000 müssen die für ein Projekt vorgeschlagenen Ausgleichsmaßnahmen

- a) die beeinträchtigten Lebensräume und Arten in vergleichbaren Dimensionen (Art, Anzahl / Umfang und Zustand / Wertigkeit) wiederherstellen;
- b) Funktionen vorsehen, welche denen für die Auswahl des ursprünglichen Gebietes entsprechen, was insbesondere die angemessene geographische Verteilung betrifft (vgl. EU-KOMMISSION 2007a: 14).

Der **Umfang** der erforderlichen Maßnahmen steht in direkter Beziehung zu der Anzahl und der Qualität der möglicherweise beeinträchtigten Elemente des betreffenden Gebietes.

Der **Ort der Kohärenzsicherungsmaßnahmen** sollte so gewählt werden, dass, was die Bewahrung der globalen Kohärenz des Netzes Natura 2000 betrifft, die größte Wirksamkeit erreicht wird. Maßstab sind dabei die Funktionen, die für die Auswahl des ursprünglichen Gebietes entscheidend waren. Dies bezieht sich insbesondere auf die angemessene geographische Verbreitung. Die EU-Kommission nennt vor diesem Hintergrund folgende Prioritäten:

- **1. Priorität:** Der Ort der Ausgleichsmaßnahme liegt innerhalb des betroffenen Natura 2000-Gebiets soweit hier ausreichende Aufwertungspotentiale zur Wahrung der ökologischen Kohärenz des Netzes Natura 2000 vorhanden sind.

- **2. Priorität:** Der Ort der Ausgleichsmaßnahme liegt außerhalb des betroffenen Natura 2000-Gebiets, aber innerhalb derselben topografischen oder landschaftlichen Einheit. Voraussetzung ist, dass das gewählte Gebiet denselben Beitrag zur ökologischen Struktur und / oder Funktionalität des Netzes leisten kann wie das ursprüngliche Gebiet. Soweit das gewählte Gebiet nicht bereits als Natura-2000-Gebiet ausgewiesen ist, wäre eine entsprechende Unterschutzstellung erforderlich.
- **3. Priorität:** Der Ort der Ausgleichsmaßnahme liegt außerhalb des im Rahmen von Natura 2000 ausgewiesenen Gebiets und innerhalb einer anderen topografischen oder landschaftlichen Einheit. Das ausgewählte Gebiet muss innerhalb derselben biogeographischen Region bzw. bei Vogelschutzgebieten innerhalb desselben Verbreitungsgebiets, an derselben Zugroute oder in demselben Überwinterungsgebiet der betroffenen Vogelarten liegen.

(vgl. EU-KOMMISSION 2007a: 20, 21)

Die Maßnahmen zur Kohärenzsicherung sollen bereits zu dem **Zeitpunkt** wirksam sein, an dem die Beschädigung des Gebietes eintritt. Zeitliche Verzögerungen sind nur zulässig, wenn dies das Ziel – „keine Nettoverluste“ für die Kohärenz des Netzes Natura 2000 – nicht in Frage stellt. Als nicht zulässig werden durch die EU-Kommission zeitliche Verzögerungen angesehen, welche einen Verlust nach Anhang II FFH-RL oder Anhang I Vogelschutzrichtlinie geschützter Arten zur Folge haben. Dies gilt vor allem für den Fall, dass prioritäre Arten betroffen sind. Soweit zeitliche Entwicklungsverzögerungen durch eine vorgezogene Maßnahmenrealisierung nicht vollständig vermeidbar sind, ist ein zusätzlicher Ausgleich für zwischenzeitlich eintretende Verluste zu erwägen (vgl. EU-KOMMISSION 2007a: 22).

4.5 Zusammenfassende Betrachtung der Maßnahmentypen

Die vorstehenden Ausführungen haben verdeutlicht, dass sich die Rechtsgrundlagen, Betrachtungsgegenstände sowie funktionalen, räumlichen und zeitlichen Anforderungen an die einzelnen Maßnahmentypen deutlich unterscheiden. Einen zusammenfassenden Überblick gibt noch einmal die nachfolgende Tabelle.

Die unterschiedlichen Anforderungen stehen einer multifunktionalen Nutzung der zu den Verursacherpflichten zu zählenden Maßnahmen (Eingriffsregelung, besonderer Artenschutz, FFH-Verträglichkeitsprüfung) nicht entgegen (vgl. auch § 15 Abs. 2 Satz 4 BNatSchG). Die jeweils spezifischen Anforderungen müssen hierzu jedoch in der Summe erfüllt sein. Damit dies gewährleistet ist, empfiehlt es sich die Planung ausgehend von den Maßnahmen mit den spezifischsten Anforderungen zu beginnen. Dies sind vor allem die vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen des Artenschutzes sowie ggf. erforderliche Kohärenzsicherungsmaßnahmen. So sind zunächst Maßnahmen zu entwickeln, welche den artspezifischen und zeitlichen Anforderungen des Artenschutzes genügen sowie ggf. den Anforderungen an die Sicherung der Kohärenz des Netzes Natura 2000. Diese Maßnahmen werden i. d. R. zugleich gewisse Funktionen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen der Eingriffsregelung übernehmen können und bilden das unverzichtbare

Grundgerüst auf dem die weitere Maßnahmenplanung aufsetzen kann. Anzustreben ist die Entwicklung eines naturschutzfachlich sinnvollen Zielkonzeptes, welches ausgehend von diesem indisponiblen Grundgerüst eine sinnvolle Kombination und Ergänzung der verschiedenen Maßnahmen ermöglicht. In den jeweiligen Maßnahmenbeschreibungen bzw. Maßnahmenblättern sind die verschiedenen Funktionen der einzelnen Maßnahmen deutlich zu kennzeichnen und zu erläutern.

Zwingend vorzusehende Maßnahmen des Gebietsmanagements im Sinne von Artikel 6 Abs. 1 und 2 FFH-RL sind i. d. R. nicht multifunktional mit Maßnahmen der Eingriffsregelung, des Artenschutzes oder der FFH-Verträglichkeitsprüfung nutzbar. Die Durchführung von Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen des Gebietsmanagements ist eine originäre Aufgabe der Naturschutzfachbehörden. Diese Maßnahmen sind, soweit sie entsprechend differenziert in den Erhaltungszielen oder Bewirtschaftungsplänen festgelegt werden und zur Bewahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands zwingend erforderlich sind, als Status quo anzusehen. Artenschutzrechtlich erforderliche Maßnahmen, Maßnahmen zur Kohärenzsicherung oder zur Kompensation von Beeinträchtigungen sind somit i. d. R. zusätzlich zu diesen Maßnahmen des Gebietsmanagements vorzusehen. Auszunehmen sind hiervon allerdings in Managementplänen formulierte Entwicklungsvorstellungen, welche über die zwingenden Anforderungen hinaus auf eine allgemeine Verbesserung der Gebietsqualitäten, z. B. durch Neuschaffung von Lebensraumtypen abzielen. Derartige Entwicklungsmaßnahmen können auch im Zusammenhang mit Maßnahmen der Kohärenzsicherung oder Ausgleichsmaßnahmen realisiert werden.

Tab. 2: Übersicht verschiedener Maßnahmentypen

Maßnahmentyp (Instrument/ Rechtsgrundlage)	Zielsetzung	Bezugsgegenstand	Räumliche Anforderungen	Zeitliche Anforderungen
Vermeidungs-/Verminderungsmaßnahmen/Maßnahmen zur Schadensbegrenzung				
Maßnahmen zur Vermeidung der Beeinträchtigung von geschützten Arten entsprechend der artenschutzrechtlichen Verbotstatbestände (besonderer Artenschutz § 44 BNatSchG)	Planerische u. technische Vorhabensoptimierungen zur Vermeidung oder Verminderung von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen.	Arten des Anhang IV der FFH-RL und die europäischen Vogelarten einschließlich ihrer Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bzw. ihrer Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten.	Maßnahmen setzen unmittelbar an der Quelle, d.h. am Vorhaben an.	Eintreten von Verbotstatbeständen wird im Voraus ganz oder teilweise verhindert.
Vermeidung (Eingriffsregelung § 15 Abs. 1 BNatSchG)	Planerische u. technische Vorhabensoptimierungen zur Vermeidung oder Verminderung von Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft.	Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und das Landschaftsbild.	Maßnahmen setzen unmittelbar an der Quelle, d.h. am Vorhaben an.	Eintreten von Beeinträchtigungen wird im Voraus ganz oder teilweise verhindert.
Maßnahmen zur Schadensbegrenzung (§ 34 BNatSchG)	Planerische u. technische Vorhabensoptimierungen zur Vermeidung oder Verminderung von erheblichen Beeinträchtigungen.	Lebensräume und Arten der Anhänge I und II FFH-RL sowie Vogelarten des Anhang I VS-RL und Zugvogelarten des Art. 4 Abs. 2 VS-RL innerhalb von Natura 2000 Gebieten.	Maßnahmen setzen unmittelbar an der Quelle, d.h. am Vorhaben an.	Eintreten erheblicher Beeinträchtigungen wird im Voraus ganz oder teilweise verhindert.

Maßnahmentyp (Instrument/ Rechtsgrundlage)	Zielsetzung	Bezugsgegenstand	Räumliche Anforderungen	Zeitliche Anforderungen
Kompensatorische Maßnahmen				
Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) (besonderer Artenschutz § 45 Abs. 7 BNatSchG)	Erhalt der ökologischen Funktion der vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten, indem vor Beginn des Eingriffs Verbesserungsmaßnahmen für die betroffenen Arten realisiert werden.	Arten des Anhang IV der FFH-RL und die europäischen Vogelarten einschließlich ihrer Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bzw. ihrer Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten	Unmittelbarer räumlicher Bezug zu den vom Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bzw. der betroffenen lokalen Individuengemeinschaft .	Maßnahmen müssen vor Realisierung des Vorhabens voll funktionsfähig sein.
Maßnahmen zur Sicherung des Erhaltungszustands der Population (FCS-Maßnahmen) (besonderer Artenschutz § 45 Abs. 8 BNatSchG)	Gewährleistung, dass sich der Erhaltungszustand der Populationen einer vom Vorhaben betroffenen Art nicht verschlechtert.	Arten des Anhang IV der FFH-RL und die europäischen Vogelarten einschließlich ihrer Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bzw. ihrer Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderungszeiten.	Möglichst räumlicher Bezug zur betroffenen lokalen Population, ggf. auch Lage innerhalb der biogeographischen Region des jeweiligen Mitgliedsstaates ausreichend.	Maßnahmen sollen möglichst vor Eintritt der Beeinträchtigung wirksam sein. Zulässigkeit temporärer Funktionsdefizite (time-lag) in Abhängigkeit von den betroffenen Arten und Habitaten zu beurteilen.
Ausgleichsmaßnahmen (Eingriffsregelung § 15 Abs. 2 BNatSchG)	Gleichartige und gleichwertige Wiederherstellung der beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts sowie landschaftsgerechte Wiederherstellung oder Neugestaltung des Landschaftsbildes.	Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und das Landschaftsbild.	Eingriffsnah, Raumbezug abhängig von den Erfordernissen zur gleichartigen Wiederherstellung beeinträchtigter Funktionen des Naturhaushalts.	Zeitnahe Wiederherstellung beeinträchtigter Funktionen und Wirksamkeit der Maßnahmen innerhalb von maximal 25 Jahren.
Ersatzmaßnahmen (Eingriffsregelung § 15 Abs. 2 BNatSchG)	Gleichwertige Wiederherstellung der beeinträchtigten Funktionen des Naturhaushalts sowie landschaftsgerechte Neugestaltung des Landschaftsbildes.	Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und das Landschaftsbild.	Im betroffenen Naturraum.	Möglichst zeitnahe Durchführung der Maßnahmen, aber keine spezifischen Anforderungen hinsichtlich der vollständigen Wirksamkeit (auch > 25 Jahre möglich).

Maßnahmentyp (Instrument/ Rechtsgrundlage)	Zielsetzung	Bezugsgegenstand	Räumliche Anforderungen	Zeitliche Anforderungen
Ersatz für Biotop streng geschützter Arten (Eingriffsregelung § 19 Abs. 3 BNatSchG) ¹	Gleichartige und gleichwertige Wiederherstellung der Biotop streng geschützter Arten. I.d.R. Bestandteil der o.g. Ausgleichs- und ggf. Ersatzmaßnahmen.	(Essenzielle) Biotop streng geschützter Arten.	Funktionaler Bezug zu den betroffenen lokalen Populationen.	Fachlich gesehen müssen die Maßnahmen so zeitnah durchgeführt werden, dass es nicht zu unwiederbringlichen Verlusten der streng geschützten Arten kommt.
Maßnahmen zur Kohärenzsicherung (§ 34 BNatSchG)	Ausgleich für Verluste und Beeinträchtigungen von Lebensräumen und Arten in einem der Beeinträchtigung adäquaten Umfang, so dass die ökologische Kohärenz des Netzes Natura 2000 vollständig erhalten bleibt.	Lebensräume und Arten der Anhang I und II FFH-RL sowie Vogelarten des Anhang I VS-RL und Zugvogelarten des Art. 4 Abs. 2 VS-RL innerhalb von Natura 2000-Gebieten.	Möglichst Bezug zum betroffenen Natura 2000-Gebiet. Mindestens Lage innerhalb derselben biogeografischen Region und konkreter Bezug zum bestehenden Netz Natura 2000.	Maßnahmen sollten i.d.R. zu dem Zeitpunkt wirksam sein, an dem die Beeinträchtigung der Lebensräume und Arten eintritt. Im Einzelfall können zeitliche Entwicklungsverzögerungen tolerierbar sein, wenn der Beitrag des Gebietes zum Netz Natura 2000 trotzdem vollständig gewahrt bleibt.
Maßnahmen des Gebietsmanagements				
Erhaltungsmaßnahmen (Art. 6 Abs. 1 FFH-RL)	Maßnahmen zur Bewahrung oder Wiederherstellung eines günstigen Erhaltungszustands der natürlichen Lebensräume und Arten.	Lebensräume und Arten der Anhang I und II FFH-RL sowie Vogelarten des Anhang I VS-RL und Zugvogelarten des Art. 4 Abs. 2 VS-RL innerhalb von Natura 2000-Gebieten.	Maßnahmen konkret bezogen auf die Arten und Lebensräume in den jeweiligen Natura 2000-Gebieten. Dabei können für von außerhalb zu erwartende Einwirkungen auch Maßnahmen außerhalb des Gebiets erforderlich sein.	Zeithorizont einzelfallspezifisch durch die für das Gebiet festgelegten Erhaltungsziele und Managementpläne geregelt. Bei sich abzeichnenden Verschlechterungen des Erhaltungszustands immer Handlungsbedarf (s.u.).

¹ Mit Inkrafttreten des neuen BNatSchG zum 01.03.2010 entfällt diese Regelung (vgl. Gesetz zur Neuregelung des Rechts des Naturschutzes und der Landschaftspflege, vom 29.07.2009 BGBl. I Nr. 51/2009 S. 2542)

Maßnahmentyp (Instrument/ Rechtsgrundlage)	Zielsetzung	Bezugsgegenstand	Räumliche Anforderungen	Zeitliche Anforderungen
Maßnahmen zur Vermeidung von Verschlechterungen und Störungen (Art. 6 Abs. 2 FFH-RL)	Präventive Maßnahmen zur Verhinderung von Verschlechterungen der natürlichen Lebensräume des Anhang I FFH-RL bzw. der Habitate der Arten des Anhang II FFH-RL sowie zur Verhinderung von erheblichen Störungen der Arten.	Lebensräume und Arten der Anhänge I und II FFH-RL sowie Vogelarten des Anhang I VS-RL und Zugvogelarten des Art. 4 Abs. 2 VS-RL innerhalb von Natura 2000-Gebieten.	Maßnahmen konkret bezogen auf die Arten und Lebensräume in den jeweiligen Natura 2000-Gebieten. Dabei können für von außerhalb zu erwartende Einwirkungen auch Maßnahmen außerhalb des Gebiets erforderlich sein.	Die Maßnahmen sind zu ergreifen, bevor es zu einer Verschlechterung oder Störung kommt.

5 Artspezifische Konkretisierung der Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind spezifisch an einzelne Arten, ihre Habitatansprüche, Verhaltensmuster und Vermehrungsraten anzupassen. Der Aussagekraft allgemeiner Anforderungen sind damit Grenzen gesetzt. Die Aussagen zur Eignung einzelner vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen wurden daher artspezifisch aufbereitet. Der Operationalisierung der allgemeinen Empfehlungen und Hinweise anhand einer repräsentativen Auswahl von Arten kommt daher ein besonderes Gewicht zu. Die für das F+E-Vorhaben festgelegte repräsentative Artenauswahl ist in Tab. 3 zusammengestellt.

Tab. 3: Liste der repräsentativ bearbeiteten Arten

Artengruppe	Deutscher Artname	Wissenschaftlicher Artname
Pflanzen	Frauenschuh	<i>Cypripedium calceolus</i>
	Kriechender Scheiberich	<i>Apium repens</i>
	Sand-Silberschärpe	<i>Jurinea cyanooides</i>
Fledermäuse	Bechsteinfledermaus	<i>Myotis bechsteinii</i>
	Großes Mausohr	<i>Myotis myotis</i>
	Kleine Hufeisennase	<i>Rhinolophus hipposideros</i>
	Zwergfledermaus	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>
Sonstige Säugetiere	Feldhamster	<i>Cricetus cricetus</i>
	Fischotter	<i>Lutra lutra</i>
	Haselmaus	<i>Muscardinus avellanarius</i>
	Wildkatze	<i>Felis silvestris</i>
Vögel	Blässgans	<i>Anser albifrons</i>
	Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>
	Mittelspecht	<i>Dendrocopos medius</i>
	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>
	Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>
	Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>
	Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoeniclus</i>
Reptilien	Schlingnatter	<i>Coronella austriaca</i>
	Zauneidechse	<i>Lacerta agilis</i>
Amphibien	Gelbbauchunke	<i>Bombina variegata</i>
	Kammolch	<i>Triturus cristatus</i>
	Laubfrosch	<i>Hyla arborea</i>
Falter	Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling	<i>Maculinea nausithous</i>
	Thymian-Ameisenbläuling	<i>Maculinea arion</i>
Käfer	Eremit	<i>Osmoderma eremita</i>
Libellen	Große Moosjungfer	<i>Leucorrhinia pectoralis</i>
	Grüne Keiljungfer	<i>Ophiogomphus cecilia</i>
	Sibirische Winterlibelle	<i>Sympecma paedisca</i>
Mollusken	Gemeine Flussmuschel	<i>Unio crassus</i>

Entscheidend für die Auswahl waren neben den Vorgaben der Leistungsbeschreibung des Bundesamtes für Naturschutz zu den Artengruppen und Arten auch die Repräsentation verschiedener Lebensräume sowie die planerische Relevanz der Arten im Zusammenhang mit Infrastrukturvorhaben. Mit in die Artenauswahl eingeflossen sind zudem Erfahrungen aus mehreren Artenschutzbeiträgen, insbesondere zu Straßenbauvorhaben.

Die Darstellung der artspezifischen vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen erfolgt in Form von Steckbriefen mit einer gleichartigen Formularstruktur. Als Grundlage für die Erstellung der Steckbriefe wurden Literaturlauswertungen vorgenommen und durch eine Abfrage bei verschiedenen Landesbehörden Ergebnisse und Erkenntnisse aus Erfolgskontrollen recherchiert. Durch ein Monitoring abgesicherte Erkenntnisse zur artspezifischen Wirksamkeit von Maßnahmen liegen jedoch nur in wenigen Einzelfällen vor.

Die spezifischen Vorschläge vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen für ausgewählte Arten wurden im Rahmen eines Workshops im November 2008 in Hannover mit Experten diskutiert. Die Teilnehmerliste ist Tab. 4 zu entnehmen. Da mehrere Artengruppen durch den Workshop nicht abgedeckt werden konnten, wurden weitere Abstimmungen im direkten Kontakt mit Experten nachgeschaltet.

Tab. 4: Teilnehmer des Workshops am 13.11.2008 in Hannover

Name	Ort	Artengruppe
Brinkmann, Robert	Gundelfingen	Fledermäuse
Drews, Arne	Kiel	Amphibien/Reptilien
Encarnacao, Jorge	Staufenberg	Fledermäuse
Lieckweg, Tammo	Oldenburg	Insekten
Manzke, Uwe	Hannover	Amphibien/Reptilien
Musche, Martin	Leipzig	Insekten
Niermann, Ivo	Hannover	Fledermäuse
Rahmel, Ulf	Harpstedt	Fledermäuse
Schiel, Franz-Josef	Sasbach	Insekten
Stegner, Jan	Schönwölkau	Insekten
Teufert, Steffen	Bischofswerda	Amphibien/Reptilien

Für die zusammenfassende Bewertung der Eignung einer Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (CEF-Maßnahme) wurde ein Bewertungsrahmen entwickelt, der die in den Steckbriefen ausgeführten Angaben einerseits zur Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit und andererseits zur Erfolgswahrscheinlichkeit der jeweiligen Maßnahme berücksichtigt (Tab. 5).

Unter dem Begriff Erfolgswahrscheinlichkeit werden dabei der Umfang der publizierten Funktionskontrollen, der Anteil positiver Aussagen zur Wirksamkeit der Maßnahme, die Tendenz der Experteneinschätzungen und die allgemeinen Kenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen zusammengefasst.

Tab. 5: Bewertungsrahmen der Eignung von Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Erfolgswahrscheinlichkeit \ Entwicklungsdauer	0-5 Jahre	>5-10 Jahre	>10 Jahre
	kurz	mittel	lang
Sehr hoch Es liegen mehrere hinreichende Wirksamkeitsbelege ¹ vor.	sehr hoch	mittel	keine
Hoch Es ist höchstens ein hinreichender Wirksamkeitsbeleg vorhanden, aber positive Experteneinschätzungen ² auf der Basis umfangreicher Erkenntnisse zu den artspezifischen Ansprüchen liegen vor.	hoch	mittel	keine
Mittel Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen vor. Es sind jedoch Kenntnisdefizite zu den artspezifischen Ansprüchen vorhanden. Wirksamkeitsbelege sind nicht vorhanden oder widersprüchlich.	mittel	gering	keine
Gering Aufgrund von Kenntnislücken bei den artspezifischen Ansprüchen ist keine sichere Einschätzung möglich. Publierte Wirksamkeitsbelege wie auch positive Experteneinschätzungen fehlen gänzlich.	gering	keine	keine
Keine Entweder liegen überwiegend negative Experteneinschätzungen zur Maßnahmenwirksamkeit oder Belege für die Unwirksamkeit der Maßnahme vor.	keine	keine	keine

¹ Ein hinreichender Wirksamkeitsbeleg ist eine publizierte und ausreichend dokumentierte Funktionskontrolle der jeweiligen Maßnahme mit positivem Ergebnis hinsichtlich der Entwicklung des Bestandes der Zielart.

² Unter einer positiven Experteneinschätzung wird die mehrheitliche Übereinkunft anerkannter Fachleute hinsichtlich der Wirksamkeit einer Maßnahme verstanden. Eine einzelne Gutachterposition reicht hierfür nicht.

Aufgrund der hohen Anforderungen an die grundsätzliche Erfolgswahrscheinlichkeit wie auch an die zeitnahe Wirksamkeit können nur bestimmte Maßnahmen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen in Frage kommen.

Alle Maßnahmen mit Entwicklungszeiten von über 10 Jahren werden als für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen ungeeignet erachtet. Dies schließt jedoch nicht aus, dass diese Maßnahmen in Kombination mit anderen Maßnahmen oder z. B. als Maßnahmen zur Gewährleistung des Erhaltungszustands der Populationen einer Art im Rahmen von § 45 Abs. 7 BNatSchG noch geeignet sein können.

Als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen oder Maßnahmenkombinationen kommen insbesondere Maßnahmen in Frage, welche eine sehr hohe oder hohe Eignung aufweisen.

Maßnahmen **sehr hoher Eignung** sind zu bevorzugen und bedürfen unter Umständen auch keines Risikomanagements. Da das Vorliegen hinreichender Wirksamkeitsbelege jedoch die Ausnahme darstellt, sind kaum Maßnahmen in diese Kategorie einzustufen.

Maßnahmen **hoher Eignung** sind bedingt durch das Fehlen mehrfacher hinreichender Wirksamkeitsbelege grundsätzlich durch ein Risikomanagement zu untersetzen.

Maßnahmen mit **mittlerer Eignung** können in Einzelfällen in Erwägung gezogen werden, sofern alle fachlichen Anforderungen erfüllt werden können. Hier bestehen erhöhte Anforderungen an das Risikomanagement, d. h. hier sind umfassende Konzepte auszuarbeiten, wie bei unzureichender Maßnahmenwirksamkeit nachgebessert werden kann.

Maßnahmen mit **geringer** oder **keiner** Eignung sind nicht zu verwenden. Sie werden hier insbesondere zur Unterstreichung der fachlichen Einschätzung ihrer fehlenden Eignung dargestellt.

Eine Übersicht der Eignung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen ist für die 30 repräsentativ bearbeiteten Arten in Tab. 6 dargestellt. Dabei werden die Eignungsstufen hoch und sehr hoch zusammengefasst und grün hinterlegt, die Stufe mittel gelb hinterlegt sowie die Stufen gering und keine zusammengefasst und rot hinterlegt.

Tab. 6: Übersicht der Maßnahmen-Eignung

In den Spalten der Eignungsstufen sind die Nummern der vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen in den Steckbriefen angegeben.

Artnamen	Eignung der Maßnahme (Nr.)		
	(sehr) hoch	mittel	gering/keine
Pflanzen			
Frauenschuh, <i>Cypripedium calceolus</i>	1, 3, 5	2	4, 6, 7, 8
Kriechender Scheiberich, <i>Apium repens</i>	1, 2, 3, 5, 6	4	-
Sand-Silberschärpe, <i>Jurinea cyanoides</i>	1, 2, 3, 4, 5	-	-
Fledermäuse			
Bechsteinfledermaus, <i>Myotis bechsteinii</i>	1, 4	2	3
Großes Mausohr, <i>Myotis myotis</i>	1, 5, 7	3, 4, 6	2
Kleine Hufeisennase, <i>Rhinolophus hipposideros</i>	2, 4	-	1, 3
Zwergfledermaus, <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1, 2, 3	-	-
Sonstige Säugetiere			
Feldhamster, <i>Cricetus cricetus</i>	1, 2, 3, 4	5, 6	-
Fischotter, <i>Lutra lutra</i>	1, 2, 3, 4	-	-
Haselmaus, <i>Muscardinus avellanarius</i>	1, 2, 3	-	-
Wildkatze, <i>Felis silvestris</i>	2	3, 4	1
Vögel			
Blässgans, <i>Anser albifrons</i>	1, 2, 3	-	-
Kiebitz, <i>Vanellus vanellus</i>	1, 2, 3, 4	-	-
Mittelspecht, <i>Dendrocopos medius</i>	-	-	1, 2, 3, 4, 5
Neuntöter, <i>Lanius collurio</i>	1, 2	-	-
Rebhuhn, <i>Perdix perdix</i>	1, 3	2	-
Rotmilan, <i>Milvus milvus</i>	1, 2, 3	-	-
Schilfrohrsänger, <i>Acrocephalus schoenicius</i>	1, 2	-	-
Reptilien			
Schlingnatter, <i>Coronella austriaca</i>	1, 2	3	4
Zauneidechse, <i>Lacerta agilis</i>	1, 2, 3, 6	4	5
Amphibien			
Gelbbauchunke, <i>Bombina variegata</i>	1, 2, 3, 4	5	-
Kammolch, <i>Triturus cristatus</i>	1, 2, 3, 4, 5, 6	-	-
Laubfrosch, <i>Hyla arborea</i>	1, 2, 3, 4, 5, 6	-	-
Schmetterlinge			
Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling, <i>Maculinea nausithous</i>	1, 2, 5	3, 4	6
Thymian-Ameisenbläuling, <i>Maculinea arion</i>	-	1, 2	3, 4, 5
Käfer			
Juchtenkäfer, Eremit, <i>Osmoderma eremita</i>	-	-	1, 2
Libellen			
Große Moosjungfer, <i>Leucorrhinia pectoralis</i>	1, 2, 3, 4	-	-
Grüne Keiljungfer, <i>Ophiogomphus cecilia</i>	1	-	2
Sibirische Winterlibelle, <i>Sympecma paedisca</i>	3	-	1, 2
Mollusken			
Gemeine Flussmuschel, <i>Unio crassus</i>	1, 8	2, 6, 7	3, 4, 5

5.1 Zusammenfassende Auswertung der Steckbriefe zu den einzelnen Arten

Insgesamt wurden in den Steckbriefen der 30 repräsentativ bearbeiteten Arten 133 Maßnahmen beschrieben und hinsichtlich ihrer Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen eingestuft. 84 Maßnahmen wurden nach dem Bewertungsrahmen (vgl. Tab. 5) als hoch oder sehr hoch geeignet, 21 als mittel geeignet und 28 als gering oder nicht geeignet eingestuft.

Die Dominanz der hoch oder sehr hoch geeigneten Maßnahmen ergibt sich dabei nicht aus der Tatsache, dass die überwiegende Mehrheit aller denkbaren Kombinationen von Maßnahmentypen und Rahmenbedingungen dieser Eignungsstufe entsprechen würde, sondern vielmehr aus der primären Aufgabe des Projektes, die Rahmenbedingungen zu benennen, unter denen bestimmte Maßnahmentypen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen geeignet sind. Entsprechend eng wurden die Rahmenbedingungen gesetzt, so dass es in der Praxis regelmäßig Fälle geben wird, in denen die Voraussetzungen trotz einer prinzipiell hohen Eignung einer Maßnahme nicht gegeben sind. Die Maßnahmen mit mittlerer, geringer oder fehlender Eignung sind daher als ausgewählte Beispiele dafür anzusehen, wo sich bei den repräsentativen Arten die Grenzen der Möglichkeiten vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen befinden.

Für 27 der 30 repräsentativ bearbeiteten Arten lassen sich Rahmenbedingungen formulieren, aus denen einzelne oder mehrere vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen hoher oder sehr hoher Eignung resultieren. Nur bei drei Arten sind solche Rahmenbedingungen nicht gegeben. Mittelspecht und Juchtenkäfer sind Arten, die Biotope mit sehr langer Entwicklungsdauer besiedeln, für die auch keine vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen mittlerer Eignung ermittelt werden konnten. Für den Thymian-Ameisenbläuling wurden immerhin zwei Maßnahmen mittlerer Eignung formuliert. Hier ist insbesondere die mangelnde Kenntnis zur Etablierung ausreichender Vorkommen der Wirtsameise ausschlaggebend für den Mangel an Maßnahmen hoher Eignung.

Grundsätzlich ist hervorzuheben, dass für den Erfolg jeder vorgezogenen Ausgleichsmaßnahme sowohl die sorgfältige Beachtung der im Artensteckbrief genannten Rahmenbedingungen als auch die gründliche Prüfung der besonderen Gegebenheiten des konkreten Eingriffsvorhabens von ausschlaggebender Bedeutung sind. In vielen Fällen wird es dabei in Abhängigkeit vom Umfang des Eingriffs erforderlich sein, eine Kombination mehrerer Maßnahmen umzusetzen.

Ergänzende Maßnahmen wie z. B. die Zucht, Hälterung oder Umsiedelung von Pflanzen und Tieren oder die Prädationskontrolle können im Einzelfall zur Erhöhung der Erfolgswahrscheinlichkeit oder Verkürzung der Entwicklungszeit sinnvoll sein, sind aber immer nur in Zusammenhang mit Maßnahmen der Habitatneuschaffung oder -verbesserung geeignet bzw. lediglich als Maßnahmen des Risikomanagements vorzusehen.

Prinzipiell ist anzumerken, dass es bei den meisten Arten und Maßnahmen noch an gut dokumentierten Erfolgskontrollen zur Maßnahmenwirksamkeit mangelt. Für eine bessere Absicherung der erforderlichen Erfolgsprognosen ist ein verstärktes Monitoring für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen daher zwingend erforderlich.

6 Zusammenfassung

Mit der sog. „Kleinen Novelle“ des BNatSchG wurden die artenschutzrechtlichen Regelungen des Naturschutzgesetzes an die entsprechenden europarechtlichen Vorgaben der FFH-Richtlinie und der Vogelschutzrichtlinie angepasst. Dabei wurde mit dem § 44 Abs. 5 BNatSchG¹ die Möglichkeit eröffnet, vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (bzw. CEF-Maßnahmen) festzusetzen, um zu gewährleisten, dass die ökologische Funktion der von einem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten europäisch geschützter Arten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt wird.

Das FuE-Vorhaben „Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben“ soll zur Klärung beitragen, welche fachlichen Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zu stellen sind und welche Möglichkeiten und Grenzen für die Realisierung derartiger Maßnahmen bestehen. Dies beinhaltet u. a.:

- die fachliche Interpretation nicht eindeutig definierter Begriffe des artenschutzrechtlichen Kontextes,
- die Entwicklung allgemeiner naturschutzfachlicher Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen und
- die Konkretisierung der Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen am Beispiel repräsentativ ausgewählter Arten.

Fachliche und rechtliche Grundlagen

Die zentrale Regelung für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen ist § 44 Abs. 5 BNatSchG. Danach liegt ein Verstoß gegen das Verbot des Absatzes 1 Nr. 3 (Beschädigung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten) und im Hinblick auf damit verbundene unvermeidbare Beeinträchtigungen wild lebender Tiere auch gegen das Verbot des Absatzes 1 Nr. 1 (Tötungsverbot) nicht vor, soweit die **ökologische Funktion** der von dem Eingriff oder Vorhaben betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten **im räumlichen Zusammenhang** weiterhin erfüllt wird. Soweit erforderlich können hierzu auch **vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen** vorgesehen werden.

Die **ökologische Funktion** der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten bezeichnet die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Fortpflanzung und ungestörte Ruhephasen. Sie ist i. d. R. dann weiterhin erfüllt, wenn die erforderlichen Habitatstrukturen in gleicher Qualität und Größe erhalten bleiben bzw. nachgewiesen oder mit Sicherheit angenommen werden kann, dass keine Minderung des Fortpflanzungserfolgs bzw. der Ruhemöglichkeiten des Individuums bzw. der Individuengemeinschaft der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten eintritt.

¹ Ursprünglich § 42 Abs. 5 BNatSchG (alte Fassung).

Die Formulierung „**im räumlichen Zusammenhang**“ ist im Kontext mit dem Begriff der vom **Eingriff betroffenen** Fortpflanzungs- oder Ruhestätten zu interpretieren. In Abhängigkeit von der Einbindung der betroffenen Lebensstätte in einen Verbund direkt benachbarter Lebensstätten ist die Prüfung der ökologischen Funktion auf die lokale Individuengemeinschaft auszudehnen, die eine abgegrenzte Gesamtheit von räumlich unmittelbar zusammenhängenden Fortpflanzungs- oder Ruhestätten nutzt. In die Prüfung mit einzubeziehen sind somit ausschließlich Lebensstätten, die in einer derartig engen funktionalen Beziehung zu der betroffenen Fortpflanzungsstätte stehen, dass sie, gegebenenfalls auch unter Berücksichtigung von vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen, einen Beitrag zur Erhaltung der ursprünglich vorhandenen Fortpflanzungs- oder Ruhefunktionen leisten können. Die konkrete räumliche Abgrenzung der Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang ist dabei nach fachlichen Gesichtspunkten vorzunehmen und ergibt sich aus den Verhaltensweisen, Aktionsradien und Habitatansprüchen der einzelnen Arten sowie den örtlichen Habitatstrukturen.

- Bei Arten mit großen Raumansprüchen, bei denen die Fortpflanzungsstätte durch ein einzelnes Paar geprägt wird, wie beispielsweise beim Schwarzstorch oder Rotmilan, gilt es, die Funktionsfähigkeit der Fortpflanzungsstätte für dieses einzelne Brutpaar aufrecht zu erhalten. Räumliche Bezugsbasis ist dabei der für das Brutgeschehen relevante Aktionsraum der Art, wobei insbesondere der Neststandort einschließlich einer störungsarmen Schutzzone besonders zu berücksichtigen ist.
- Bei vergleichsweise ortstreuen Brutvogelarten, wie z. B. einigen Wiesenbrütern, welche relativ regelmäßig den selben Teilraum nutzen, nicht aber das selbe Nest, ist der zusammenhängend genutzte, i. d. R. von Grünland dominierte Offenlandbereich als Fortpflanzungsstätte im räumlichen Zusammenhang anzusehen.
- Bei Arten, die von Jahr zu Jahr wechselnde Standorte ihrer spezifischen Fortpflanzungshabitate in einem größeren Landschaftsausschnitt nutzen, wie es bei bestimmten Zugvogelarten regelmäßig vorkommt, kann es erforderlich sein, den räumlichen Zusammenhang der betroffenen Lebensstätte weiter abzugrenzen. Die beste Lösung bietet eine Orientierung an den artspezifischen Aktionsräumen und der naturräumlichen Ausstattung der Landschaft. So kann es zielführend sein, in flächenhaft durch eine Art besiedelten Bereichen Landschaftseinheiten als Suchräume für die Maßnahmenlokalisierung abzugrenzen, welche sich durch eine relativ homogene Ausprägung der Biotop- bzw. Nutzungsstrukturen und der geomorphologischen Standortvoraussetzungen auszeichnen, die aber noch in engem funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Lebensstätte und deren Individuen stehen.
- Bei Arten, bei denen das Fortpflanzungsgeschehen in Kolonien organisiert ist, wie dies bei den Fledermäusen der Fall ist, wird der räumliche Umgriff durch den zentralen Kolonieaktionsraum begrenzt. Zielsetzung muss es hier sein, die Fortpflanzungsfunktionen der jeweils betroffenen Kolonie aufrecht zu erhalten.
- Für Arten, die Metapopulationen bilden, wie beispielsweise der Dunkle Wiesenknopf-Ameisenbläuling, bezieht sich der räumliche Zusammenhang der Fortpflanzungsstätte auf die benachbarten, kleinräumigen Teilpopulationen (Patches), zwischen denen ein regelmäßiger Austausch stattfindet.

- Bei Arten, bei denen eine exakte Unterscheidung in essenzielle Habitatbestandteile wie Fortpflanzungs- und Ruhestätten und ergänzende Habitatstrukturen, wie insbesondere Nahrungshabitate kaum sinnvoll möglich ist, wie z. B. bei der Zauneidechse, ist ein zusammenhängend abgrenzbarer Gesamtlebensraum mit Paarungsplätzen und Eiablagehabitaten sowie den Tages- und Nachtverstecken im Sommerlebensraum und dem Überwinterungsversteck als Fortpflanzungs- und Ruhestätte im räumlichen Zusammenhang abzugrenzen.

Allgemeine Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen lassen sich definieren als Maßnahmen, die unmittelbar an der voraussichtlich betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte ansetzen bzw. mit dieser räumlich-funktional verbunden sind und zeitlich so durchgeführt werden, dass sich die ökologische Funktion der von einem Eingriff betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte nachweisbar oder mit einer hohen, objektiv belegbaren Wahrscheinlichkeit nicht gegenüber dem Voreingriffszustand verschlechtert.

An vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind damit folgende Anforderungen zu stellen:

- Erhalt der ökologischen Funktion der Fortpflanzungs- oder Ruhestätte, d. h. nach Eingriffsrealisierung muss die Fortpflanzungs- oder Ruhestätte unter Berücksichtigung der „vorgezogenen Ausgleichsmaßnahme“ mindestens die gleiche Ausdehnung und Qualität für die zu schützende Art aufweisen bzw. es darf nicht zur Minderung des Fortpflanzungserfolgs bzw. der Ruhemöglichkeiten des Individuums bzw. der Individuengemeinschaft der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten kommen.
- Lage im räumlich-funktionalen Zusammenhang mit der vom Eingriff betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte. Maßgeblich hierfür sind die im Einzelfall betroffenen Habitatstrukturen, das Raumnutzungsverhalten der betroffenen Arten und die Entwicklungspotenziale im räumlich-funktionalen Umfeld der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätte.
- Vollständige Wirksamkeit der Maßnahmen bereits zum Eingriffszeitpunkt und dauerhaft über den Eingriffszeitpunkt hinaus, so dass die Funktionalität der Stätte kontinuierlich gewährleistet wird. Unter Berücksichtigung der Erforderlichkeit einer ausreichend sicheren Erfolgsprognose sowie unter Praktikabilitäts Gesichtspunkten kann im Sinne eines Konventionsvorschlages davon ausgegangen werden, dass die zeitliche Eignung von Maßnahmen bei einer Entwicklungsdauer von bis zu 5 Jahren als sehr gut bis gut und bei einer Entwicklungsdauer zwischen 5 und 10 Jahren als mittel bis gering zu bewerten ist. Maßnahmen mit Entwicklungszeiten von mehr als 10 Jahren sind i. d. R. nicht als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen geeignet. Sie können aber ggf. ergänzend zur Unterstützung der langfristigen Maßnahmenwirksamkeit eingesetzt werden.
- Ausreichende Sicherheit, dass die Maßnahmen tatsächlich wirksam sind. Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen müssen eine große, objektiv belegbare Erfolgsaussicht haben.

- Festlegung eines hinreichenden Risikomanagements aus Funktionskontrollen und Korrekturmaßnahmen, insbesondere wenn trotz hoher Erfolgsaussichten Zweifel verbleiben.
- Einbindung in ein fachlich sinnvolles Gesamtkonzept, um möglicherweise auftretende Zielkonflikte zwischen einzelnen Arten bewältigen zu können. Ein geeignetes Instrument für die Bereitstellung entsprechender Zielvorgaben ist insbesondere die Landschaftsplanung.

Einen Sonderfall stellen die **sogenannten häufigen bzw. ubiquitären Vogelarten** dar, die gemäß den Anforderungen der Rechtsprechung nicht vollständig unberücksichtigt bleiben können, für die jedoch ein pragmatischer, den Zielsetzungen des Naturschutzes angemessener Ansatz zu suchen ist.

Als sehr häufige bzw. ubiquitäre Vogelarten können orientierungsweise jene Arten gelten, die mit mehr als einer Million Brutpaaren in Deutschland vorkommen und die auch nicht aufgrund starker Abnahmetrends als gefährdet angesehen werden (vgl. SÜDBECK et al. 2007). Dazu zählen Amsel, Singdrossel, Star, Rotkehlchen, Zaunkönig, Fitis, Zilpzalp, Blau-, Kohl- und Tannenmeise, Mönchs- und Gartengrasmücke, Heckenbraunelle, Buch- und Grünfink, Goldammer, Wintergoldhähnchen und Ringeltaube.

Soweit sehr häufige, ubiquitäre Vogelarten betroffen sind, kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass die im Rahmen der Eingriffsregelung erforderlichen Kompensationsmaßnahmen zur Bewahrung des Status-quo von Natur und Landschaft ausreichend sind, um die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten dieser Arten im räumlichen Zusammenhang zu erhalten. Der räumliche Zusammenhang ist für diese Arten so weit zu fassen, dass bis zur vollen Wirksamkeit der Kompensationsmaßnahmen möglicherweise auftretende, vorübergehende Verluste an Brutrevieren nicht zu einer Einschränkung der ökologischen Funktion im räumlichen Zusammenhang führen.

Bei Infrastrukturplanungen sind neben den Anforderungen des Artenschutzrechtes i. d. R. auch die Anforderungen der Eingriffsregelung und häufig auch der FFH-Verträglichkeitsprüfung zu bewältigen. In einem separaten Kapitel des FuE-Vorhabens werden die rechtlichen und inhaltlichen **Gemeinsamkeiten und Unterschiede der verschiedenen Maßnahmentypen** sowie die Möglichkeiten und Grenzen einer multifunktionalen Verwendung aufgezeigt. Die einzelnen Maßnahmentypen weisen deutliche Unterschiede hinsichtlich der zu Grunde liegenden Rechtsgrundlagen und daraus resultierenden funktionalen, räumlichen und zeitlichen Anforderungen auf. Die unterschiedlichen Anforderungen stehen allerdings einer multifunktionalen Nutzung der zu den Verursacherpflichten zu zählenden Maßnahmen (Eingriffsregelung, besonderer Artenschutz, FFH-Verträglichkeitsprüfung) nicht entgegen (vgl. auch § 15 Abs. 2 Satz 4 BNatSchG n. F.). Die jeweils spezifischen Anforderungen müssen hierzu jedoch in der Summe erfüllt sein. Damit dies gewährleistet ist, empfiehlt es sich, die Planung ausgehend von den Maßnahmen mit den spezifischsten Anforderungen zu beginnen. Dies sind vor allem die vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen des Artenschutzes sowie ggf. erforderliche Kohärenzsicherungsmaßnahmen. So sind zunächst Maßnahmen zu entwickeln, welche den artspezifischen und zeitlichen Anforderungen des Artenschutzrechts genügen sowie ggf. den Anforderungen an die Sicherung der Kohärenz des Netzes Natura 2000. Diese Maßnahmen werden i. d. R. zugleich gewisse Funktionen von Ausgleichs- und Ersatzmaß-

nahmen der Eingriffsregelung übernehmen können und bilden das unverzichtbare Grundgerüst, auf dem die weitere Maßnahmenplanung aufsetzen kann.

Anzustreben ist die Entwicklung eines naturschutzfachlich sinnvollen Zielkonzeptes, welches ausgehend von diesem indisponiblen Grundgerüst eine sinnvolle Kombination und Ergänzung der verschiedenen Maßnahmen ermöglicht.

Konkretisierung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen am Beispiel ausgewählter Arten

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind spezifisch an die Habitatansprüche, Verhaltensmuster, Mobilitäten und Vermehrungsraten der jeweiligen Arten anzupassen. Der Aussagekraft allgemeiner Anforderungen sind damit Grenzen gesetzt. Vor diesem Hintergrund wurden im Forschungsvorhaben für 30 ausgewählte Arten exemplarisch die Möglichkeiten für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zusammengestellt und hinsichtlich ihrer Eignung bewertet. Die Ergebnisse sind in Form von Artsteckbriefen zusammengestellt.

Grundlage für die Bewertung war die Auswertung vorhandener Erkenntnisse auf Basis von Literaturrecherchen und Abfragen bei verschiedenen Fachbehörden sowie die Berücksichtigung von Experteneinschätzungen, welche mit Hilfe eines Expertenworkshops sowie durch direkte Anfragen gewonnen wurden.

Wichtiges Ergebnis des Vorhabens ist ein vereinheitlichter Bewertungsrahmen für die Eignung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen, der auf einer operationalisierten Skalierung einerseits der Entwicklungsdauer und andererseits der Erfolgswahrscheinlichkeit von Maßnahmen beruht und beide Kriterien über eine Matrix transparent miteinander verknüpft. Anhand dieses normativen Bewertungsrahmens wurden alle bei den einzelnen Arten vorgeschlagenen Maßnahmen einheitlich im Hinblick auf ihre Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen bewertet.

Die nachstehende Tabelle gibt einen Überblick der betrachteten Arten und zeigt artspezifisch auf, wie viele der untersuchten Maßnahmen eine hohe, mittlere oder geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen aufweisen. Hieraus lässt sich im Grundsatz, d. h. vorbehaltlich einzelfallspezifischer Gegebenheiten auch ablesen, für welche Arten die Möglichkeiten für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen eher günstiger oder eher ungünstiger einzuschätzen sind.

Die Übersicht zeigt, dass für eine Vielzahl der Arten vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen möglich sind, soweit die geeigneten Ausgangsvoraussetzungen gegeben sind. Da es eine primäre Aufgabe des Projektes war, die Rahmenbedingungen zu benennen, unter denen bestimmte Maßnahmentypen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen geeignet sind, wurden der Eignungsbeurteilung relativ eng definierte Ausgangsvoraussetzungen bspw. hinsichtlich entwicklungsfähiger Ausgangshabitate zu Grunde gelegt. In der Praxis kann es somit regelmäßig Fälle geben, in denen die entsprechenden Ausgangsvoraussetzungen nicht gegeben sind und sich somit auch die tatsächliche Eignung einer Maßnahme ungünstiger darstellt als unter geeigneten Bedingungen prinzipiell möglich.

Tab. 7: Übersicht geprüfter Arten und Maßnahmen

Artname	Anzahl geprüfter Maßnahmen	Eignung der Maßnahmen (Anzahl)		
		hoch	mittel	gering
Pflanzen				
Frauenschuh, <i>Cypripedium calceolus</i>	8	3	1	4
Kriechender Scheiberich, <i>Apium repens</i>	6	5	1	-
Sand-Silberscharte, <i>Jurinea cyanooides</i>	5	5	-	-
Fledermäuse				
Bechsteinfledermaus, <i>Myotis bechsteinii</i>	4	2	1	1
Großes Mausohr, <i>Myotis myotis</i>	7	3	3	1
Kleine Hufeisennase, <i>Rhinolophus hipposideros</i>	4	2	-	2
Zwergfledermaus, <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	3	3	-	-
Sonstige Säugetiere				
Feldhamster, <i>Cricetus cricetus</i>	6	4	2	-
Fischotter, <i>Lutra lutra</i>	4	4	-	-
Haselmaus, <i>Muscardinus avellanarius</i>	3	3	-	-
Wildkatze, <i>Felis silvestris</i>	4	1	2	1
Vögel				
Blässgans, <i>Anser albifrons</i>	3	3	-	-
Kiebitz, <i>Vanellus vanellus</i>	4	4	-	-
Mittelspecht, <i>Dendrocopos medius</i>	5	-	-	5
Neuntöter, <i>Lanius collurio</i>	2	2	-	-
Rebhuhn, <i>Perdix perdix</i>	3	2	1	-
Rotmilan, <i>Milvus milvus</i>	3	3	-	-
Schilfrohrsänger, <i>Acrocephalus schoenicius</i>	2	2	-	-
Reptilien				
Schlingnatter, <i>Coronella austriaca</i>	4	2	1	1
Zauneidechse, <i>Lacerta agilis</i>	6	4	1	1
Amphibien				
Gelbbauchunke, <i>Bombina variegata</i>	5	4	1	-
Kammolch, <i>Triturus cristatus</i>	6	6	-	-
Laubfrosch, <i>Hyla arborea</i>	6	6	-	-
Schmetterlinge				
Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling, <i>Maculinea nausithous</i>	6	3	2	1
Thymian-Ameisenbläuling, <i>Maculinea arion</i>	5	-	2	3
Käfer				
Eremit, <i>Osmoderma eremita</i>	2	-	-	2
Libellen				
Große Moosjungfer, <i>Leucorrhinia pectoralis</i>	4	4	-	-
Grüne Keiljungfer, <i>Ophiogomphus cecilia</i>	2	1	-	1
Sibirische Winterlibelle, <i>Sympecma paedisca</i>	3	1	-	2
Mollusken				
Gemeine Flussmuschel, <i>Unio crassus</i>	8	2	3	3

Für drei der untersuchten Arten konnten keine vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen mit hoher Eignung ermittelt werden. Dies sind mit Mittelspecht und Eremit zwei Arten, welche Biotope mit sehr langer Entwicklungsdauer besiedeln sowie mit dem Thymian-Ameisenbläuling eine Art, bei der Kenntnisdefizite insbesondere hinsichtlich der Etablierung ausreichender Vorkommen der Wirtsameise ausschlaggebend sind.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass es bei den meisten Arten und Maßnahmen noch an gut dokumentierten Erfolgskontrollen zur Maßnahmenwirksamkeit mangelt. Für eine bessere Absicherung der erforderlichen Erfolgsprognosen ist ein verstärktes Monitoring vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen daher zwingend erforderlich.

Im Ergebnis hat sich gezeigt, dass durch das „Instrument“ der vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen durchaus neue konstruktive Möglichkeiten bestehen, Infrastrukturvorhaben in bestimmten Fällen trotz der damit verbundenen Beeinträchtigungen ohne Eintreten von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen bzw. ohne Ausnahmeprüfung realisieren zu können. Dies ist um so bedeutsamer, wenn berücksichtigt wird, dass bei Verlusten von Fortpflanzungs- und Ruhestätten ein Erhalt der ökologischen Funktion im räumlichen Zusammenhang allein durch ein Ausweichen der Arten nur in seltenen Fällen möglich bzw. ausreichend plausibel zu belegen ist. Vor diesem Hintergrund werden bei der vorhabensbedingten Beschädigung oder Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten regelmäßig die Möglichkeiten für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zu prüfen und bei entsprechender Eignung eine Realisierung der Maßnahmen vorzusehen sein.

Andererseits wurde auch deutlich, dass vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen strengen Anforderungen genügen müssen und dass es auch Arten bzw. Fallkonstellationen gibt, bei denen vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen nicht in der fachlich gebotenen Weise möglich sind. Zentrale Herausforderungen sind häufig die Entwicklungsdauer der für die Art zu schaffenden Habitate und die erforderliche Prognosesicherheit im Hinblick auf den Erfolg der Maßnahmen.

Nicht zuletzt besteht durch die vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen die Chance, naturschutzfachlich anspruchsvolle aber auch zielgenauere kompensatorische Maßnahmen zu realisieren und dabei auch für die bereits an anderen Stellen (z. B. bei den Maßnahmen zur Kohärenzsicherung) vielfach geforderte „vorgezogene“ Maßnahmenrealisierung neue Wege zu entwickeln.

7 Abstract

By means of the *Kleine Novelle* (“short amendment”) of the *Bundesnaturschutzgesetz* (“German Federal Nature-Conservation Act”), the species-conservation provisions of the *Bundesnaturschutzgesetz* have been adjusted to the European legal requirements of both the Habitats Directive and the Birds Directive. Article 44, paragraph 5 of the *Bundesnaturschutzgesetz*¹ introduces the option of establishing what are known as “Continuous Ecological Functionality” (CEF)-measures. These are means to ensure the conservation of the ecological functionality, in a spatial context, of those breeding sites and/or resting places that are affected by human interference or projects, of species protected by European legislation.

The R&D project “Underlying conditions for ensuring the efficacy of species-conservation measures in infrastructural projects” is intended to help clarify which technical demands are to be made on CEF-measures, and what the scope of, and the limits to, such measures are. Inter alia, this calls for:

- the technical delimitation of species-conservation terms that lack an unambiguous definition;
- the specification of general nature-conservation requirements for CEF-measures; and
- the more concrete specification of requirements for CEF-measures, exemplified by selected species.

Technical and legal basics

The key provision for CEF-measures is article 44, paragraph 5 of the German Federal Nature-Conservation Act. Pursuant to this provision, there is no violation of the prohibition expressed in section 1, No. 3 (impairment of breeding sites and resting places) or, with respect to the associated unavoidable harm to wild animals, of the prohibition expressed in section 1, No. 1 (ban on the killing of individuals), provided that the **ecological functionality** of the breeding sites or resting places **in a spatial context** remains assured. Where necessary, **CEF-measures** may be adopted to this end.

The **ecological functionality** of breeding sites and resting places signifies the conditions necessary for successful reproduction and undisturbed resting. As a rule, such conditions prevail if the requisite structures of a given habitat are conserved in constant quality and scale, or if it can be demonstrated or safely assumed that there is no deterioration in the successful reproduction or undisturbed resting of the individual, or of the community of individuals, at the affected breeding site or resting place.

¹ Formerly article 42, paragraph 5

The phrase “**in a spatial context**” is to be understood in the context of the **affected** habitats. Breeding sites and resting places are often part of a local network, so that all the connected sites of one ‘population’ have to be included in the evaluation of ecological functionality. The investigation of ecological functionality should only include sites that are closely associated with the site concerned. “Closely associated” means that these sites – possibly with the aid of CEF-measures – should help sustain the original breeding and resting potential. The actual delimitation of the breeding sites or resting places “in a spatial context” must therefore be carried out in the light of professional considerations, and must take due account of the species’ behaviour patterns, home ranges and habitat requirements, as well as of the local habitat structures.

- For species with extensive territories, whose breeding sites are used by a single pair, such as the black stork, the functionality of this single nesting site must be preserved. The crucial factor for the protected area is the black stork’s activity range, as is required for successful breeding. Particular attention must be paid to the nest itself, enclosed in a zone of low disturbance.
- Relatively philopatric breeding birds (e.g. some species of wet grasslands) often frequent the same area but not the same nest for breeding in consecutive years. In this case, the whole homogeneous landscape unit, namely the grassland, must be treated as the breeding site.
- Species such as several migratory bird species, which annually use differing breeding sites within a certain landscape, require a broader delimitation of the spatial context. This problem should be solved by considering both the activity range of the species and the configuration of the landscape (spatial unit) concerned. Hence it may be target-oriented to use certain landscape units which are colonized by a species as search areas as a model for the localization of measures. For this purpose, the identified areas have to provide homogeneous habitat structures, land-use patterns and geomorphological structures. A close spatial and functional relationship with the directly-affected breeding site is indispensable for such areas.
- In the case of colonial breeding species, like bats, the spatial delimitation of the breeding site is provided by the central activity range of the whole colony. Measures must aim at conserving the reproductive functions of the given colony.
- Some species, like the dusky large blue butterfly (lat. *Maculinea nausithous*), form metapopulations. In this particular case, the spatial limitations of a breeding site refer to the spatial extent of multiple sub-populations, known as ‘patches’. This manner of delimiting the breeding site is necessary because the patches are constantly interacting and interchanging.
- Species which do not exhibit a proper distinction between essential habitat structures (e.g. breeding sites or resting places) and additional habitat structures (e.g. hunting areas) necessitate delimiting a coherent living space, including copulation and breeding sites, day/night lairs and a winter-lair. This aggregate, as a whole, forms the breeding site and resting place for the affected individuals in a spatial context.

General requirements for CEF-measures

CEF-measures may be defined as measures starting directly at the potentially affected breeding sites or resting places or having a close spatial or functional relationship with them. In addition, they have to be applied in such a way that the ecological functionality of the breeding sites or resting places affected by a project demonstrably, or with a strong, objectively verifiable likelihood, does not deteriorate relative to the status before the project.

Hence the following requirements for CEF-measures must be postulated:

- The ecological functionality of affected breeding sites and/or resting places has to be conserved. That is to say, once the building operations of a project have been completed, both the extent and the quality of a breeding site and/or resting place occupied by a protected species have to be the same as before the human interference. In other words, there must not be any diminution of the rate of successful reproduction or of the resting potential of individuals or of the community of the affected breeding sites and/or resting places.
- The sites must be in a spatial and functional context with the breeding site or resting place affected by the project. The key factors here are the habitat structures affected in specific cases, the activity ranges of the relevant species and the potential for further development in the neighbourhood of a site.
- Continuous efficacy of the measures at the time of the human intervention and beyond is imperative. With due consideration of the requirement of a fairly high prospect of success, and in the light of practical needs, it can be assumed that measures completed within 5 years can be considered very appropriate, and that measures which require from 5 to 10 years for completion must be rated moderately appropriate or inappropriate. Projects requiring more than 10 years for completion are normally unsuitable as CEF-measures. If necessary, however, they may be implemented as supplementary measures to foster the long-term efficacy of measures taken.
- Sufficient assurance is needed that the measures are actually effective. CEF-measures must display a strong, objectively verifiable prospect of success.
- Adequate risk management must be provided for, comprising the monitoring of functionality and corrective measures, especially in cases of irrefutable doubt as to the prospects of success.
- The CEF-measures must form part of a technically meaningful overall plan, in order to overcome any conflicts of aim which may arise between individual species. Landscape planning, for instance, is an appropriate instrument for meeting this requirement.

Ubiquitous bird species constitute a special case. Current legislation prohibits complete neglect of these common birds, for which, however, a pragmatic approach in line with the objectives of nature conservation must be worked out.

Ubiquitous birds are species with more than one million breeding pairs in Germany that are not regarded as endangered owing to sharply diminishing species abundance (cf. SÜDBECK et al. 2007). They include blackbird, song thrush, starling, robin, wren, willow warbler, chiffchaff, blue tit, great tit, coal tit, blackcap, garden warbler, dunnoek, chaffinch, greenfinch, yellowhammer, goldcrest and wood pigeon.

As long as ubiquitous birds are affected, it can normally be assumed that the compensatory measures taken as the result of German impact regulations suffice to conserve both the status quo of nature and landscape and the ecological functionality, in a spatial context, of these species' affected breeding sites and resting places. For these species, the spatial context is to be defined so broadly that any potential temporary losses of breeding sites occurring up to the full operation of the compensatory measures will not lead to any diminution, in a spatial context, of ecological functionality.

Besides the requirements of species-conservation legislation, infrastructural projects often also have to take account of impact regulation and FFH impact studies. The legal and technical similarities of and differences between the various types of measures, and the scope for and limitations of multifunctional use, are discussed in a separate chapter of the R&D project. The various types of measures display distinct differences with respect to their underlying legal bases and the consequent functional, spatial and temporal requirements. However, the differing requirements do not run counter to a multifunctional implementation of the measures applied according to the "polluter pays" principle (impact regulation, special species conservation, FFH impact studies) (cf. article 15, paragraph 2, sentence 4 of the German Federal Nature-Conservation Act). In the aggregate, however, the specific requirements must be met. To ensure this, it is advisable to begin planning on the basis of the measures with the most specific requirements. These are primarily the CEF-measures of species conservation and any requisite FFH compensatory measures. Hence the first measures to be applied are those which satisfy the specific and temporal requirements of species-conservation legislation and of the Habitats Directive. As a rule, such measures will be able to assume certain functions of compensatory measures, and form the indispensable framework on which any future strategy must be based.

The objective must be to set targets which make sense in nature-conservation terms, and which permit a meaningful combination and amplification of the various measures on the basis of that indispensable framework.

Defining CEF-measures in more concrete terms, exemplified by selected species

Specifically, CEF-measures must be brought into line with the habitat requirements, behaviour patterns, mobility ranges and reproductive rates of the various species. Hence the informative value of general requirements is limited. Against this background, the options for CEF-measures were compiled in an exemplary research project for 30 se-

lected species and evaluated in terms of their suitability. The results are summarized in the form of species fact-sheets. Evaluation was based on the analysis of published work, the questioning of various authorities, and expert opinions obtained with the aid of research workshops and direct interviews.

A major outcome of the project is a uniform valuation scheme for weighting the suitability of CEF-measures, based on operationalized scales of both the development period and the probability of the success of the measures. By comparing these parameters, using a special matrix, all of the measures suggested for the various species are evaluated uniformly in terms of their suitability as CEF-measures.

The table below provides an overview of the species examined and shows, for each species, the number of measures examined and the number of measures with a high, medium, or low suitability as CEF-measures. This permits a general conclusion, i.e. disregarding special individual cases, as to whether or not problems regarding a given species can be coped with successfully using CEF-measures.

The table shows that CEF-measures are feasible for a large number of species, provided that the prerequisites are met. Since it was a primary objective of the project to specify the underlying conditions on which certain types of measures are suitable as CEF-measures, the assessment of suitability was based on rather narrowly defined starting conditions. In practice, therefore, there may frequently be cases in which the relevant starting conditions are not met, so that the true suitability of a measure is shown less favourably than would be possible in principle under favourable terms.

For three of the species examined, no high-value CEF-measures could be found. These are the middle-spotted woodpecker, the hermit beetle and the large blue butterfly. The first two inhabit biotopes that require exceptionally long development periods. In the case of the large blue, further research is required owing to the lack of data about the establishment of a sufficient number of host ants.

In general, it should be noted that most species and measures still lack well-documented efficiency controls. To fill these gaps in knowledge, especially those relating to the requisite forecasts of success, the enhanced monitoring of CEF-measures is imperative.

Tab. 8: Overview of the species and measures examined

Species	Number of measures examined	Applicability of measures (amount)		
		high	medium	low
Plants				
Lady's Slipper, <i>Cypripedium calceolus</i>	8	3	1	4
Creeping Marshwort, <i>Apium repens</i>	6	5	1	-
Cornflower-like Knapweed, <i>Jurinea cyanoides</i>	5	5	-	-
Bats				
Bechstein's Bat, <i>Myotis bechsteinii</i>	4	2	1	1
Greater Mouse-Eared Bat, <i>Myotis myotis</i>	7	3	3	1
Lesser Horseshoe Bat, <i>Rhinolophus hipposideros</i>	4	2	-	2
Common Pipistrelle, <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	3	3	-	-
Other mammals				
European Hamster, <i>Cricetus cricetus</i>	6	4	2	-
European Otter, <i>Lutra lutra</i>	4	4	-	-
Hazel Dormouse, <i>Muscardinus avellanarius</i>	3	3	-	-
Wildcat, <i>Felis silvestris</i>	4	1	2	1
Birds				
Greater White-fronted Goose, <i>Anser albifrons</i>	3	3	-	-
Northern Lapwing, <i>Vanellus vanellus</i>	4	4	-	-
Middle Spotted Woodpecker, <i>Dendrocopos medius</i>	5	-	-	5
Red-backed Shrike, <i>Lanius collurio</i>	2	2	-	-
Grey Partridge, <i>Perdix perdix</i>	3	2	1	-
Red Kite, <i>Milvus milvus</i>	3	3	-	-
Sedge Warbler, <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	2	2	-	-
Reptiles				
Smooth snake, <i>Coronella austriaca</i>	4	2	1	1
Sand Lizard, <i>Lacerta agilis</i>	6	4	1	1
Amphibians				
Yellow-Bellied Toad, <i>Bombina variegata</i>	5	4	1	-
Great Crested Newt, <i>Triturus cristatus</i>	6	6	-	-
European Tree Frog, <i>Hyla arborea</i>	6	6	-	-
Butterflies				
Dusky Large Blue, <i>Maculinea nausithous</i>	6	3	2	1
Large Blue, <i>Maculinea arion</i>	5	-	2	3
Beetles				
Hermit Beetle, <i>Osmoderma eremita</i>	2	-	-	2
Dragonflies				
White-faced Darter, <i>Leucorrhinia pectoralis</i>	4	4	-	-
Green Snaketail, <i>Ophiogomphus cecilia</i>	2	1	-	1
Siberian Winter Damsel, <i>Sympecma paedisca</i>	3	1	-	2
Molluska				
Thick Shelled River Mussel, <i>Unio crassus</i>	8	2	3	3

Overall it can be said that, notwithstanding the associated restrictions, the “instrument” of CEF-measures does provide new and constructive opportunities for implementing infrastructural projects in certain cases, without species-conservation prohibitions occurring and without exception proceedings. This is all the more significant if it is borne in mind that, if breeding sites and resting places are lost, ecological functionality, in a spatial context, for the affected species can rarely be preserved through the usage of adjacent habitats. Moreover, to demonstrate this convincingly is even more difficult. Against this background, when infrastructural projects damage or destroy breeding sites and resting places, the scope for implementing CEF-measures must be reconsidered, and such measures must be taken, if appropriate.

On the other hand, it also became clear that CEF-measures have to meet strict requirements, and that there are species and cases for which CEF-measures are not possible in the way experts would like. Key challenges are often the development periods for the habitats to be created for the species and the requisite reliability of forecasts relating to the success of the measures.

Not least, CEF-measures provide a chance of implementing more sophisticated, and also more target-oriented, compensatory nature-conservation measures and, in addition, of striking out along new paths towards the “earlier” implementation of measures that are widely being called for in other quarters (e.g. for measures to ensure coherence of the Natura 2000 network).

Literaturverzeichnis

- ALBIG, A., HAACKS, M. & PESCHEL, R. (2003): Streng geschützte Arten als neuer Tatbestand in der Eingriffsregelung – wann gilt ein Lebensraum als zerstört? Naturschutz und Landschaftsplanung 35 (4): 126-128.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2007): Entwicklungszeiträume für Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen; Augsburg.
- BIERHALS, E., V DRACHENFELS, O. & RASPER, M. (2004): Wertstufen und Regenerationsfähigkeit der Biotoptypen in Niedersachsen, in: Inform. d. Naturschutz Niedersachs. 24. Jg. Nr. 4: 231 – 240.
- BMVBS (2004): Leitfaden zur FFH-Verträglichkeitsprüfung im Bundesfernstraßenbau (FFH-VP), Ausgabe 2004, Köln.
- BREUER, W. (2002): Die Eingriffsregelung nach dem neuen Bundesnaturschutzgesetz – Konsequenzen für die Praxis? UVP-Report 2002 (3): 100-104.
- BRUNS, E. (2007): Bewertungs- und Bilanzierungsmethoden in der Eingriffsregelung, Analyse und Systematisierung von Verfahren und Vorgehensweisen des Bundes und der Länder, Dissertation an der Fakultät VI der Technischen Universität Berlin, Berlin.
- BUNDESREGIERUNG (2007): Entwurf eines Ersten Gesetzes zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes, Bundestagsdrucksache 16/5100.
- EISENBAHNBUNDESAMT (2005): Umwelt-Leitfaden zur eisenbahnrechtlichen Planfeststellung und Plangenehmigung sowie für Magnetschwebebahnen, Teil IV, FFH-Verträglichkeitsprüfung und Ausnahmeverfahren.
- EISENBAHNBUNDESAMT (2007): Umwelt-Leitfaden zur eisenbahnrechtlichen Planfeststellung und Plangenehmigung sowie für Magnetschwebebahnen, Teil V: Behandlung besonders und streng geschützter Arten in der eisenbahnrechtlichen Planfeststellung, Stand: Januar 2007.
- EU-KOMMISSION (2000): Natura 2000 Gebietsmanagement, Die Vorgaben des Artikel 6 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG.
- EU-KOMMISSION (2007a): Auslegungsleitfaden zu Artikel 6 Absatz 4 der Habitat-Richtlinie 92/43/EWG, Januar 2007.
- EU-KOMMISSION (2007b): Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC, Final Version, February 2007. Deutschsprachige Fassung: Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichen Interesse im Rahmen der FHH-Richtlinie 92 / 43 / EWG
- EU-KOMMISSION (2008): Leitfaden zu den Jagdbestimmungen der Richtlinie 79/409/EWG des Rates über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten „Vogelschutzrichtlinie“, Februar 2008.
- FROELICH & SPORBECK (1995): Gutachten zur Ausgleichsabgabe in Thüringen, Plauen.

- FROELICH & SPORBECK (2008): Mustertext Fachbeitrag Artenschutz Rheinland-Pfalz, Potsdam.
- GARNIEL, A., DAUNICHT, W.-D., MIERWALD, U. & OJOWSKI, U. (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007. FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. Bonn, Kiel.
- GARNIEL, A, MIERWALD, U. & OJOWSKI, U. (2009): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Bericht zum Forschungsprojekt, FE 02.286/2007/LRB der Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach: „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“, Entwurf Stand April 2009, Kiel.
- GASSNER, E (2004): Die Zulassung von Eingriffen trotz artenschutzrechtlicher Verbote. Natur und Recht 26 (9): 560-564.
- GELLERMANN, M. & SCHREIBER, M. (2007): Schutz wildlebender Tiere und Pflanzen in staatlichen Planungs- und Zulassungsverfahren, Natur und Recht Schriftenreihe, Band 7.
- GELLERMANN, M. (2003): Artenschutz in der Fachplanung und der kommunalen Bauleitplanung, Natur und Recht 25 (7): 385 - 394.
- GELLERMANN, M. (2004): Artenschutz und Eingriffsregelung. Zeitschrift für Umweltrecht 14 (2): 87 -90.
- GELLERMANN, M. (2007a): Artenschutzrecht im Wandel. Natur und Recht 29 (3): 165-172.
- GELLERMANN, M. (2007b): Das besondere Artenschutzrecht in der kommunalen Bauleitplanung. Natur und Recht 29: 132-138.
- HABER, W., LANG, R., JESSEL, B. SPANDAU, L., KÖPPEL, J. & SCHALLER, J. (1991): Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. Forschungsbericht 101 09 026, Berichte Teil 1, 2.1, 2.2, Freising-Weihenstephan (veröffentlicht als HABER et al. 1993, s.u.).
- HABER, W., LANG, R., JESSEL, B. SPANDAU, L., KÖPPEL, J. & SCHALLER, J. (1993): Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz, Nomos-Verlag, Baden-Baden.
- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2009): Leitfaden für die artenschutzrechtliche Prüfung in Hessen. (Stand: September 2009)
- KIEL, E.-F. (2007a): Naturschutzfachliche Auslegung der „neuen“ Begriffe“, Vortrag auf der Tagung „Artenschutzgutachten nach dem neuen BNatSchG“ auf der Tagung des Landesbetrieb Straßenbau NRW.
- KIEL, E.-F. (2007b): Praktische Arbeitshilfen für die artenschutzrechtliche Prüfung in NRW, in UVP Report 3/07: 178-181.
- KIEL, E.-F. (2007c): Einführung geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen (LANUV), Recklinghausen.

- LAMBRECHT, H. & TRAUTNER, J. (2007): Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP. – Endbericht zum Teil Fachkonventionen, Schlusstand Juni 2007. - FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 804 82 004 [unter Mitarb. von K. KOCKELKE, R. STEINER, R. BRINKMANN, D. BERNOTAT, E. GASSNER & G. KAULE]. - Hannover, Filderstadt, 239 S. (http://www.bfn.de/0316_ffhvp.html).
- LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) (1996): Methodik der Eingriffsregelung Teil III, Vorschläge zur bundeseinheitlichen Anwendung der Eingriffsregelung nach § 8 Bundesnaturschutzgesetz. Bearb.: Institut für Landschaftspflege und Naturschutz der Uni Hannover, Hrsg.: Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart.
- LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) (2004): Anforderungen an die Prüfung der Erheblichkeit von Beeinträchtigungen der NATURA 2000-Gebiete gemäß § 34 BNatSchG im Rahmen einer FFH-Verträglichkeitsprüfung, in: Natur und Recht 2004, H.5: 296-303.
- LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) (2006): Hinweise der LANA zur Anwendung des europäischen Artenschutzes bei der Zulassung von Vorhaben und bei Planungen.
- LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) (2009): Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetzes, 25 S., unveröffentlicht.
- LANDESBETRIEB STRAßENBAU UND VERKEHR SCHLESWIG-HOLSTEIN (LBV-SH) (2008): Beachtung des Artenschutzes bei der Planfeststellung, Neufassung nach der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 12. Dezember 2007 mit Erläuterungen und Beispielen (Stand 23.06.2008), Kiel.
- LANDESBETRIEB STRAßENBAU UND VERKEHR SCHLESWIG-HOLSTEIN (LBV-SH) (2009): Beachtung des Artenschutzes bei der Planfeststellung, Neufassung nach der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes vom 12. Dezember 2007 mit Erläuterungen und Beispielen (Stand: 25.02.2009), Kiel.
- LOUIS, H. W. (2004): Artenschutz in der Fachplanung, Natur und Recht 2004 (9): 557-559.
- LOUIS, H. W. (2004): Rechtliche Grenzen der räumlichen, funktionalen und zeitlichen Entkoppelung von Eingriff und Kompensation (Flächenpool und Ökokonto), Natur und Recht, Jg.: 26, Nr.11, 2004: 714-719.
- LOUIS, H. W. (2007): Perspektiven des Natur- und Artenschutzes. Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (8): 228-235.
- LOUIS, H. W. (2008): Die kleine Novelle zur Anpassung des BNatSchG an das europäische Recht, Natur und Recht 2008 (2): 65-69.
- LÜTKES, S. (2007): Eckpunkte des ersten Gesetzes zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes, in UVP Report 21 (3): 167-170.

- OBERSTE BAUBEHÖRDE IM BAYER. STMI (2007): Hinweise zur Aufstellung naturschutzfachlicher Angaben zur speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung (saP) im Straßenbau; München
- PHILIPP, R. (2008): Artenschutz in Genehmigung und Planfeststellung, NVwZ 2008 (6): 593 - 598.
- 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 34, Bonn
- RUBIN; A. (2007): Artenschutz in der FFH-RL – Stand und Perspektiven, in UVP Report 21 (3): 163-166.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE & KNIEF, W. [Nationales Gremium Rote Liste Vögel] (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung.
- SOBOTTA, C. (2007): Artenschutz in der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs, in Natur und Recht Natur und Recht 29 (10): 642 – 649.
- STEIN; W. & BAUCKLOH, M. (2007): Berücksichtigung besonders und streng geschützter Arten bei der Straßenplanung in NRW, in UVP Report 2007 (3): 175-177.
- TRÄNKLE, U. (1997): Vergleichende Untersuchung zur Sukzession von Steinbrüchen in Südwestdeutschland und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung. In: Poschlod, P., Tränkle, U., Böhmer, J., Rahman, H.: Steinbrüche und Naturschutz, Sukzession und Renaturierung, Landsberg.
- TRAUTNER, J. (2008): Artenschutz im novellierten BNatSchG – Übersicht für die Planung, Begriffe und fachliche Annäherung, in Naturschutz in Recht und Praxis - online (2008) Heft 1, www.naturschutzrecht.net.
- TRAUTNER, J., KOCKELKE, K., LAMBRECHT, H. & MAYER, J. (2006): Geschützte Arten in Planungs- und Zulassungsverfahren, Hannover / Filderstadt.
- WACHTER, T., LÜTTMANN, J. & MÜLLER-PFANNENSTIEL, K. (2004): Berücksichtigung von geschützten Arten bei Eingriffen, in Natur und Landschaft, Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (12), 371-377.
- WÄCHTLER, J. (2000): Zur Theorie der Wirkungsprognose – Eine Analyse aus planungswissenschaftlicher Sicht, in BFN Skripten 21.

Anhang

Steckbriefe zu repräsentativen Arten hinsichtlich der Eignung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Einleitende Anmerkungen	A 3
Frauenschuh - <i>Cypripedium calceolus</i>	A 4
Kriechender Scheiberich - <i>Apium repens</i>	A 19
Sand-Silberschärpe - <i>Jurinea cyanoides</i>	A 29
Bechsteinfledermaus - <i>Myotis bechsteinii</i>	A 37
Großes Mausohr - <i>Myotis myotis</i>	A 47
Kleine Hufeisennase - <i>Rhinolophus hipposideros</i>	A 61
Zwergfledermaus - <i>Pipistrellus pipistrellus</i>	A 69
Feldhamster - <i>Cricetus cricetus</i>	A 77
Fischotter - <i>Lutra lutra</i>	A 90
Haselmaus - <i>Muscardinus avellanarius</i>	A 100
Wildkatze - <i>Felis silvestris</i>	A 107
Bläßgans - <i>Anser albifrons</i>	A 115
Kiebitz - <i>Vanellus vanellus</i>	A 120
Mittelspecht - <i>Dendrocopos medius</i>	A 129
Neuntöter - <i>Lanius collurio</i>	A 138
Rebhuhn - <i>Perdix perdix</i>	A 144
Rotmilan - <i>Milvus milvus</i>	A 150
Schilfrohrsänger - <i>Acrocephalus schoenicius</i>	A 156
Schlingnatter - <i>Coronella austriaca</i>	A 161
Zauneidechse - <i>Lacerta agilis</i>	A 170
Gelbbauchunke - <i>Bombina variegata</i>	A 183
Kammolch - <i>Triturus cristatus</i>	A 202
Laubfrosch - <i>Hyla arborea</i>	A 196
Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling - <i>Maculinea nausithous</i>	A 213
Thymian-Ameisenbläuling - <i>Maculinea arion</i>	A 224
Eremit - <i>Osmoderma eremita</i>	A 233
Große Moosjungfer - <i>Leucorrhinia pectoralis</i>	A 238
Grüne Keiljungfer - <i>Ophiogomphus cecilia</i>	A 251
Sibirische Winterlibelle - <i>Sympecma paedisca</i>	A 257
Gemeine Flussmuschel - <i>Unio crassus</i>	A 263

Einleitende Anmerkungen

Nachfolgend werden einige allgemeingültige Hinweise zu den in den Artensteckbriefen vorgestellten Maßnahmen aufgeführt:

- Grundsätzlich ist darauf zu achten, dass die gewählte Maßnahme zur projektbedingten Beeinträchtigung passen muss. Im Allgemeinen wird der Verlust einer Fortpflanzungs- oder Ruhestätte nicht durch die Schaffung von Nahrungshabitaten auszugleichen sein. Sinnvoll erscheint dies nur in den Fällen, in denen durch die Schaffung von Nahrungshabitaten bisher nicht nutzbare potenzielle Fortpflanzungs- oder Ruhestätten erschlossen werden. Des Weiteren kann die Schaffung von Sommerquartieren nicht den Verlust von Winterquartieren ausgleichen und umgekehrt. Es ist also darauf zu achten, dass die Maßnahme die verloren gehenden oder beeinträchtigten Teil-Funktionen (Fortpflanzung, Ruhe, Nahrung, Ortswechsel, etc.) sinnvoll ausgleichen kann. Andernfalls kann auch eine grundsätzlich gut geeignete Maßnahme ungeeignet sein.
- In vielen Fällen wird eine Einzelmaßnahme nicht ausreichen, um das Ziel der fortgesetzten ökologischen Funktionalität der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätte zu erreichen. Hier ist eine Kombination aus Maßnahmen zu wählen, die zusammen eine möglichst hohe Eignung aufweisen.
- Die in den Artensteckbriefen gemachten Angaben zur Entwicklungsdauer der Maßnahme bis zum Erreichen der Wirksamkeit und zur Erfolgswahrscheinlichkeit basieren auf den in den Steckbriefen vorher genannten Anforderungen an die räumliche Nähe, die Standortqualitäten und die Maßnahmendurchführung. Abweichungen von diesen Anforderungen machen eine Neueinschätzung von Entwicklungsdauer und Erfolgswahrscheinlichkeit erforderlich.
- Bei allen in den folgenden Artensteckbriefen vorgeschlagenen Maßnahmen, auch bei „künstlichen“ (Nistkästen, gebohrte Nisthöhlen u. ä.), ist auf Dauerhaftigkeit zu achten. Dies bedeutet unter anderem, dass Bäume, an denen Nistkästen angebracht werden oder in welche Höhlen gebohrt werden, dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen sind. Ob dies durch Einzelbaumschutz oder durch Nutzungsaufgabe für einen Teil des Bestandes bzw. den Gesamtbestand zu geschehen hat, ist einzelfallweise und fachgutachterlich vor Ort zu entscheiden.
- Bei der Planung der vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen ist immer auf mögliche Konflikte mit anderen Naturschutzzielen zu achten. Die Prioritätensetzung sollte in Abstimmung mit der zuständigen Naturschutzbehörde erfolgen.
- Bei allen hier vorgeschlagenen Maßnahmen ist eine fachgutachterliche projektbezogene Einzelfallprüfung unerlässlich!

Frauenschuh – *Cypripedium calceolus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	3+, gefährdet (regional stärker gefährdet)

Standort

Räumliche Abgrenzung

Der Standort des Frauenschuhes ist der aktuell besiedelte Habitatkomplex. Bei der konkreten Abgrenzung des Standortes im Einzelfall ist zu beachten, dass die Rhizome nicht unbedingt in jedem Jahr austreiben. Vor allem bei zunehmender Beschattung werden Blüten- und Sprossbildung reduziert und bei sehr starker Beschattung überdauern die Pflanzen als Rhizom (1997; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KLÖPFER 2000; KULL 1999; 2003; SHEFFERSON et al. 2006; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Dadurch kann die genaue Ermittlung der Größe des Vorkommens erschwert werden. Bei Eingriffen im Umfeld von Frauenschuhstandorten ist durch Festlegung einer geeigneten Pufferzone sicherzustellen, dass es bezüglich dieser Faktoren nicht zu drastischen Änderungen kommt.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Die Anwesenheit potenzieller Bestäuber ist essenziell für den Frauenschuh (BLINOVA 2002; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KULL 1999; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Auch hier müssen mögliche Folgen von Eingriffen in der Umgebung des Standortes berücksichtigt werden. ELEND & GERSTBERGER (1996) bezeichnen das Vorkommen bestäubender Wildbienen als elementar für den Fortbestand von Frauenschuh-Populationen.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Als lokale Individuengemeinschaft sind die an einem räumlich klar abgrenzbaren Standort (klar abgegrenzter lichter Waldbestand, Waldrand o. ä.) zu findenden Pflanzen anzusehen. Für die Arten der Gattung *Andrena* (wahrscheinlich Hauptbestäuber in Deutschland, siehe „Weitere essenzielle Teilhabitate“) wird angegeben, dass ihr Aktionsradius sehr klein ist (ELEND & GERSTBERGER 1996). Daher sollten Frauenschuhstandorte nicht weiter als 500 m vom nächstgelegenen Nistort der Bienen entfernt sein, um eine Befruchtung sicherzustellen (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Daraus ergibt sich, dass ein genetischer Austausch über die Bestäuber zwischen mehr als 1000 m voneinander entfernten Vorkommen unwahrscheinlich ist. Da auch die Fähigkeit zur Fernausbreitung des Frauenschuhes als gering betrachtet wird (HAUKE 2003b), sollten solche Vorkommen daher als getrennte lokale Individuengemeinschaften angesehen werden.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Standorte im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Der Zustand von Frauenschuh-Populationen wird anhand der Anzahl an Sprossen, dem Anteil reproduzierender Sprosse (blühend/fruchtend) und dem Vorhandensein junger Pflanzen bewertet (HUCK & MICHL 2006c). Dabei ist zu beachten, dass die Blühfreudigkeit starken jährlichen Schwankungen unterliegt und Rhizome mitunter über mehrere Jahre in Dormanz gehen können (ELEND 1997; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KLÖPFER 2000; KULL 1999; SHEFFERSON et al. 2006; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004).

Habitat

Die Beurteilung der Habitatqualität erfolgt aufgrund der Bodeneigenschaften, der Vegetationsstruktur (v. a. Belichtungssituation) und der Begleitvegetation (HUCK & MICHL 2006c). Berücksichtigt werden sollte außerdem die Anwesenheit geeigneter Bestäuber (ELEND & GERSTBERGER 1996; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Weitere wichtige Habitatfaktoren können Wasserhaushalt, Wilddichte (Verbiss) und Zugänglichkeit des Standortes (Orchideensammler) sein (BLINOVA 2002; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KLÖPFER 2000; KULL 1999; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004).

Gefährdung

Neben der Reduzierung der Bestände durch Sammler geht die Hauptgefährdung der Frauenschuhbestände von der Nutzungsaufgabe bzw. -änderung und forstlichen Maßnahmen an den Standorten aus. Eine damit einhergehende Beschattung des Standortes, z. B. durch Sukzession oder Aufforstung, kann zur Reduktion des Austriebes und der Blütenbildung führen (ELEND 1997; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KLÖPFER 2000; KULL 1999; SHEFFERSON et al. 2006; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Zu starke Auflichtung kann wiederum zu einer Förderung von Konkurrenzvegetation führen (ELEND & GERSTBERGER 1996; KLÖPFER 2000).

Weitere Gefährdungen bestehen in Änderungen des Wasserregimes und Verbiss (z. B. Rehe, Wildschweine, Schafe) (BLINOVA 2002; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KLÖPFER 2000; KULL 1999; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004).

Darüber hinausgehend ist zu beachten, dass aufgrund der geringen Zahl möglicher Bestäuber (s. a. „Habitat“) auch die Vernichtung derer Lebensgrundlagen eine Beeinträchtigung der Frauenschuh-Population zur Folge haben kann (ELEND & GERSTBERGER 1996; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004).

Der Erhalt der ökologischen Funktion des betroffenen Standortes im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Optimierung der Belichtungssituation

1.a Maßnahmenbeschreibung

Das Kronendach wird aufgelichtet und der Standort entbuscht, um Beschattung aufzuheben, welche die Spross- und Blütenbildung des Frauenschuhs unterdrückt (ELEND 1997; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KLÖPFER 2000; KULL 1999; SHEFFERSON et al. 2006; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). An Standorten dagegen, wo durch Abgang alter Bäume oder Durchforstung eine zu helle Belichtungssituation zu entstehen droht oder bereits entstanden ist, kann es zu einer übermäßigen Entwicklung von Konkurrenzvegetation kommen (BRINKMANN et al. 2008; ELEND & GERSTBERGER 1996; KLÖPFER 2000). Dem wird durch Förderung des Jungwuchses entgegengetreten. Nach BRINKMANN et al (2008) sind hierzu besonders Fichten, besser noch Kiefern, geeignet, da diese Humusformen fördern sollen, die den Ansprüchen des Frauenschuhs besonders entgegen kommen. Auch ELEND & GERSTBERGER (1996) stellen fest, dass die von Ihnen untersuchten Frauenschuh-Populationen vor allem in Wäldern mit Nadelholzanteil zu finden sind, und führen dies zumindest zum Teil auf bessere Wachstumsbedingungen für den Mykorrhiza-Partner auf ligninreicher Nadelstreu zurück.

Solche Feststellungen und Empfehlungen sind aber aufgrund der ökologischen Plastizität des Frauenschuhs nicht zu verallgemeinern. Die geeignete Vorgehensweise zur Optimierung der Belichtungssituation muss vor Ort ermittelt werden. An manchen Standorten kann auch die Wiederaufnahme einer alten Bewirtschaftungsform (z. B. Mittelwaldnutzung) ein geeigneter Weg sein. Bei stark aufgelichteten Beständen kann es notwendig werden, bis zum Erreichen geeigneter Beschattung, die aufkommende Konkurrenzvegetation zu beseitigen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Entfernung zur beeinträchtigten Population sollte zur Sicherstellung des genetischen Austausches nicht mehr als 500 m betragen.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Maßnahme kann nur an Standorten mit bereits vorhandenen Frauenschuhvorkommen durchgeführt werden oder unmittelbar angrenzend, sofern diese aufgrund der Belichtungssituation keine günstigen Habitatstrukturen aufweisen.

Die Art zeigt in verschiedenen Bereichen ihres Verbreitungsgebietes starke Unterschiede bezüglich ihrer Standortansprüche. In Deutschland findet sie sich in lichten Wäldern und Gebüschern auf kalkhaltigen, basenreichen Lehm, Ton- oder Rohböden im Berg- und Hügelland (bis 1500 m Höhe). Dabei werden Mischwälder aus Buche, Fichte und Kiefer oder reine, lichte Nadelwälder besiedelt und des weiteren Übergangsbereiche zwischen Halbtrockenrasen und Gebüschern oder Waldbereichen. In reinen Buchenwäldern dagegen findet sich die Art in Mitteleuropa nicht. Wahrscheinlich bietet die Nadelstreu in Misch- oder Nadelwäldern bessere Bedingungen für die Mykorrhiza-Pilze. Im Norden (Russland, Finnland) ihres Verbreitungsgebietes wächst sie dagegen auf sauren, torfigen Böden in Fichtenwäldern. Wichtig ist eine gute Wasserversorgung weswegen sie auf zumindest im Frühjahr frischen, im Norden mitunter auch an feuchten Standorten zu finden ist. Trockene oder stark austrocknende Standorte werden selten besiedelt (BRINKMANN et al. 2008; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KULL 1999). Nach HAUKE (2003b) sind die heutigen Schwerpunktorkommen in lichten Nadelforsten und

Nadelmischwäldern Sekundärvorkommen, häufig auf aufgeforsteten Kalk-Halbtrockenrasen.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Auflichtung wird am aktuell besiedelten Standort in der nächsten Vegetationsperiode wirksam. Die Förderung von Jungwuchs dauert naturgemäß länger, aber auch hier kann durch die zeitgleiche Entfernung der Konkurrenzvegetation eine sofortige Wirkung erreicht werden. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

In verschiedenen Veröffentlichungen wird der negative Einfluss fortschreitender Beschattung auf die Blüten- und Sprossbildung des Frauenschuhes hervorgehoben (vgl. Maßnahmenbeschreibung). Daraus lässt sich schließen, dass eine vorsichtige Aufhellung an stark beschatteten Standorten einen positiven Effekt auf die Pflanzen haben wird.

Es liegen keine ausführlichen Berichte über eine erfolgreiche Durchführung dieser Maßnahme vor, aber KLÖPFER (2000) berichtet in seiner Beschreibung der Entwicklung diverser Frauenschuhvorkommen von zwei Standorten, an denen die Pflanzen sehr positiv auf Auflichtungsmaßnahmen reagierten. An einem weiteren Standort erfolgte nach einer Auflichtung zwar keine Verbesserung, allerdings lässt sich dies darauf zurückführen, dass der Standort stark frequentiert ist und häufig Grabspuren aufweist. An zwei weiteren Standorten verschwand der Frauenschuh mit zunehmender Verdunklung (KLÖPFER 2000). Es ist zu beachten dass zu starke Auflichtung die Konkurrenzflora fördern und zu einer Überwachsung der Vorkommen führen kann (BRINKMANN et al. 2008; ELEND & GERSTBERGER 1996; KLÖPFER 2000). Daher ist bei der Auflichtung vorsichtig vorzugehen. Hieraus ergibt sich die Gegenmaßnahme der Jungwuchsförderung und Entfernung von Konkurrenzvegetation bei zu hellen Standortbedingungen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme ist als hoch einzustufen.

1.f Zielkonflikte

Es kann zu Zielkonflikten mit der Forstwirtschaft kommen.

1.g Risikomanagement

Ein exakter Wert für die optimale Lichtmenge ist nicht bekannt (ELEND & GERSTBERGER 1996; KLÖPFER 2000). Zwar geben verschiedene Autoren Richtwerte an (BRINKMANN et al. 2008; KULL 1999), allerdings ist davon auszugehen, dass dieser Faktor sehr stark von den Standortbedingungen abhängig ist. Daher ist ein Risikomanagement unerlässlich.

1.h Weitere Anmerkungen

Es ist zu beachten, dass ein geringer Anteil blühender Exemplare auch durch ungünstige Witterungsbedingungen verursacht werden kann. So können zum Beispiel die bereits im Herbst gebildeten Blütenknospen durch frühen Frost geschädigt werden. Dann kann eine Abdeckung der jungen Knospen im Herbst hilfreich sein (BLINOVA 2002).

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus den positiven Experteneinschätzungen resultiert eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit und daraus zusammen mit der kurzen Entwicklungsdauer eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für den Frauenschuh (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Es ist allerdings sowohl bei der Auflichtung als auch bei der Förderung von Jungwuchs vorsichtig vorzugehen, um eine Überkorrektur zu vermeiden.

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Förderung der Bestäuber

2.a Maßnahmenbeschreibung

Der Frauenschuh ist zur Bestäubung eng an bestimmte Bienenarten gebunden (BLINOVA 2002; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KULL 1999; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Dabei gibt es regionale Unterschiede bezüglich der Hauptbestäuber (BLINOVA 2002; KULL 1999). In Deutschland sind dies wohl *Andrena*-Arten (HUCK & MICHL 2006c). Selbstbestäubung ist nicht möglich (ELEND & GERSTBERGER 1996). Daher kann eine Förderung der relevanten Bienenarten einen wichtigen Beitrag zur generativen Vermehrung leisten. Da es hier offenbar regionale Unterschiede gibt (BLINOVA 2002; KULL 1999), muss zunächst ermittelt werden, welche Arten für das betroffene Vorkommen von Bedeutung sind. Zumindest für *Andrena*-Arten mit ausreichend bekannten Habitatansprüchen können dann schnell umsetzbare Maßnahmen zur Habitatoptimierung ergriffen werden. Dabei wird im Allgemeinen die Schaffung bzw. der Erhalt von Nahrungs- und Nisthabitaten z. B. auf Trockenwiesen und Magerrasen, in offenen, südexponierten Waldbereichen und an sandigen und lehmigen Bodenaufschlüssen (ELEND & GERSTBERGER 1996) durch Pflegeeingriffe im Mittelpunkt stehen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Abhängig vom Aktionsradius der zu fördernden Arten. Bei Andreniden wird zum Beispiel angegeben dass ihr Aktionsradius sehr gering ist (ELEND & GERSTBERGER 1996). Als Anforderung an die räumliche Nähe wird daher der zu fördernde Frauenschuhbestand bzw. unmittelbar angrenzende Flächen festgesetzt. Die Maßnahmenflächen dürfen zur Sicherstellung des genetischen Austausches nicht mehr als 500 m vom betroffenen Standort entfernt liegen.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Abhängig von den Ansprüchen der zu fördernden Arten.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig von den Ansprüchen der zu fördernden Arten. Meist dürften aber wenig aufwändige Maßnahmen wie die Schaffung offener Bodenstellen oder eine Auflichtung der Vegetation genügen. Dabei muss aber sichergestellt werden, dass die Maßnahme keine negativen Auswirkungen auf den Frauenschuh haben kann, z. B. durch eine nachteilige Veränderung des Beleuchtungsregimes. Wenn Spenderpopulationen in geeigneter Entfernung vorhanden sind, ist die Entwicklungsdauer als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Bestäubungsrate bei Frauenschuhvorkommen ist häufig sehr niedrig. Dies wird mit der sehr speziellen Bestäubungsbiologie begründet, die dazu führt, dass das Spektrum möglicher Bestäuber stark eingeschränkt ist (BLINOVA 2002; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KULL 1999; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Die Förderung von *Andrena*-Arten wird auch in der Literatur vorgeschlagen (ELEND & GERSTBERGER 1996). Es liegen allerdings offenbar keine Erfahrungen mit dieser Maßnahme vor. Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme ist als mittel einzustufen.

2.f Zielkonflikte

-

2.g Risikomanagement

Die Entwicklung der Populationen der geförderten Arten muss durch ein Monitoring kontrolliert werden, damit gegebenenfalls nachgesteuert werden kann. Des Weiteren ist der Fruchtansatz der betroffenen Frauenschuhpopulation zu überwachen. Es sollte, zumindest in der Anfangsphase, eine Unterstützung durch manuelle Bestäubung erwogen werden, die recht erfolgreich durchgeführt werden kann (BLINOVA 2002; RAMSAY 2003) (s. a. Maßnahme 3).

2.h Weitere Anmerkungen

Es ist zu klären, welche Arten als Bestäuber in Frage kommen könnten und ob vielleicht auch eine aktive Ansiedlung möglich ist. Die Maßnahme kann nur als Unterstützung zur Erfolgsverbesserung anderer vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen eingesetzt werden.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Unter den oben genannten Bedingungen ergibt sich für die Maßnahme aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sondern nur als Ergänzung zu habitatverbessernden Maßnahmen einzusetzen, um einen Bestand schneller zu fördern.

Eignung: Mittel (keine eigenständige Maßnahme)

3. Maßnahme: Manuelle Bestäubung

3.a Maßnahmenbeschreibung

Da der Frauenschuh auf wenige spezielle Bestäuber angewiesen ist (BLINOVA 2002; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KULL 1999; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004), kann, wenn diese im Gebiet fehlen oder rar sind, durch manuelle Übertragung der Pollinien eine Erhöhung des Fruchtansatzes erreicht werden. Diese Maßnahme ist vor allem bei kleinen Populationen hilfreich, bei denen nach RAMSAY (2003) die Bestäubungsrate extrem gering und daher eine Handbestäubung unter Umständen notwendig ist.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

In bestehender Frauenschuhpopulation oder begleitend zur Etablierung einer neuen Population in einer Entfernung von maximal 500 m zum beeinträchtigten Vorkommen.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1. Die Maßnahme ist außerdem nur für Standorte geeignet, an denen in den letzten drei Jahren eine Keimung nachgewiesen wurde.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist in der laufenden Vegetationsperiode wirksam. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist daher als kurz einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Mit der künstlichen Befruchtung von Frauenschuhpopulationen wurden bereits positive Erfahrungen gemacht (BLINOVA 2002; RAMSAY 2003). Auch LIGHT & MCCONNAILL (1998) stellen fest, dass bei Orchideen, deren Fruchtansatz aufgrund mangelnder Anwesenheit

passender Bestäuber eingeschränkt ist, manuelle Bestäubung eine Besserung bringen könnte. Sie weisen allerdings auch darauf hin, dass BALLARD (zitiert ebendort) für *Cypripedium calceolus* var. *parviflorum* bei manueller Bestäubung einen ähnlich schlechten Fruchtansatz feststellte wie bei Insektenbestäubung. *Cypripedium calceolus* var. *parviflorum* ist ein Synonym von *C. parviflorum* aus Nord-Amerika. Es handelt sich also um eine andere Art. Da BLINOVA (2002) und RAMSAY (2003) von guten Erfolgen mit der Handbestäubung bei *Cypripedium calceolus* berichten, muss davon ausgegangen werden, dass die Ergebnisse artabhängig sind. Die Erfolgswahrscheinlichkeit für die Maßnahme wird somit als hoch eingestuft.

3.f Zielkonflikte

-

3.g Risikomanagement

Der Fruchtansatz muss durch ein Monitoring überwacht werden, zumal es unterschiedliche Angaben zum Erfolg dieser Maßnahme bei *Cypripedium*-Arten gibt (s. a. „Kenntnisstand“). Außerdem ist zu überwachen, ob es zur erfolgreichen Etablierung neuer Keimlinge kommt.

3.h Weitere Anmerkungen

Diese Maßnahme kann zur Überbrückung der Zeit bis zur erfolgreichen Ansiedlung oder Stärkung einer Bestäuberpopulation dienen. Allerdings ist zu prüfen, ob eine Förderung der Frauenschuhpopulation durch Erhaltungszucht und Auswilderung gezüchteter Exemplare nicht effizienter ist.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme hat bei geeigneten Standortbedingungen eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, da ihre Wirksamkeit für *Cypripedium calceolus* belegt ist und die Maßnahme kurzfristig wirksam ist (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme stellt jedoch keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar und ist nur als Ergänzung zu habitatverbessernden Maßnahmen einzusetzen, um einen Bestand schneller zu fördern.

Eignung: Hoch (keine eigenständige Maßnahme)

4. Maßnahme: Mykorrhizaförderung

4.a Maßnahmenbeschreibung

Die Samen des Frauenschuhes müssen zur Keimung von Mykorrhiza-Pilzen infiziert werden (ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; KÄSERMANN 1999b; KULL 1999; SHEFFERSON et al. 2006; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Infrage kommende Pilze scheinen im Waldboden selten zu sein und vor allem in bestehenden Frauenschuhbeständen zu gedeihen (ELEND & GERSTBERGER 1996). Eine Verbesserung der Etablierung neuer Pflanzen an nicht besiedelten Standorten könnte durch die Förderung dieser Pilze erreicht werden. Dazu sind geeignete Pilzkulturen im Labor anzulegen. Diese können im Umfeld bestehender Kolonien bzw. bei Ansiedlungsmaßnahmen ausgebracht oder zur Infektion künstlich angezogener Pflanzen genutzt werden.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im Umfeld bestehender Frauenschuhpopulationen oder an zur Ansiedlung vorgesehenen Standorten in einer Entfernung von höchstens 500 m zum betroffenen Vorkommen.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Aufgrund der mangelnden Kenntnisse ist die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit bei dieser Maßnahme unklar.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Zwar ist aus der Literatur bekannt, dass die Samen des Frauenschuhes zur Etablierung auf Mykorrhiza-Pilze angewiesen sind (ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; KÄSERMANN 1999b; KULL 1999; SHEFFERSON et al. 2006; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004), aber über die Biologie der Pilze scheint wenig bekannt zu sein. ELEND & GERSTBERGER (1996) weisen darauf hin, dass das Vorkommen des Frauenschuhes in Nadel- oder Mischwäldern mit besseren Lebensbedingungen für die Mykorrhiza-Pilze aufgrund der Nadelstreu in Zusammenhang stehen könnte, aber es gibt keine konkreten Vorschläge zur Verbesserung der Lebensbedingungen für den Pilz. Der Kenntnisstand ist als schlecht einzustufen, positive Experteneinschätzungen liegen nicht vor. Daher kann die Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme zum jetzigen Zeitpunkt nicht abgeschätzt werden.

4.f Zielkonflikte

-

4.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

4.h Weitere Anmerkungen

Es sind genauere Informationen zu den Ansprüchen der Pilze nötig, die offenbar nicht vorliegen. Es ist allerdings auch hier fraglich, ob eine Förderung durch Auswilderung von Exemplaren aus Erhaltungszucht zumindest an bereits besiedelten Standorten nicht effizienter ist. Begleitende Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensbedingungen des Pilzes am bestehenden oder neu zu etablierenden Standort sind dennoch hilfreich, wenn sie nicht den Standortansprüchen des Frauenschuhes zuwider laufen. Genauere Informationen zur Physiologie beider Symbiosepartner sind nötig.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme ist beim momentanen Stand des Wissens als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ungeeignet, da keinerlei Abschätzung von Entwicklungszeit und Erfolgswahrscheinlichkeit möglich ist (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

5. Maßnahme: Umzäunung

5.a Maßnahmenbeschreibung

Bestände des Frauenschuhes sind häufig durch Wildverbiss, Trittschäden oder Orchideensammler gefährdet (BLINOVA 2002; BRINKMANN et al. 2008; ELEND & GERSTBERGER 1996; HAUKE 2003b; HUCK & MICHL 2006c; KÄSERMANN 1999b; KLÖPFER 2000; KULL 1999; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Eindeutig derart beeinträchtigte Bestände des Frauenschuhes werden eingezäunt, um die schädlichen Einwirkungen zu verringern und die Bestände zu stabilisieren. Diese Maßnahme ist nur für kleinere und kompakte Bestände geeignet, die sich gut einzäunen lassen.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 3.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist aufgrund der sofortigen Unterbindung der oben beschriebenen Schädigungen als kurz einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da Frauenschuhbestände durch Sammler, Trittschäden und Wildverbiss gefährdet sind, ergibt sich zwingend, dass eine geeignete Einzäunung eine positive Wirkung hat. Aufgrund der umfangreichen Kenntnisse zur Ökologie der Art ist die Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme hoch.

5.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können auftreten mit Forstwirtschaft, Jägern, Freizeitnutzung und uneinsichtigen „Orchideenliebhabern“.

5.g Risikomanagement

Ein Risikomanagement des eingezäunten Bestandes ist, vor allem bei Bedrohung durch Sammler, unbedingt nötig.

5.h Weitere Anmerkungen

Die Aussperrung Naturnähe suchender Menschen könnte negativ aufgenommen werden. Daher ist eine gute Öffentlichkeitsarbeit nötig, die wiederum der häufig praktizierten Geheimhaltung von Frauenschuhstandorten zuwider läuft.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme kann aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme aufweisen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme wird in vielen Fällen als ergänzende Maßnahme zur Verbesserung der Erfolgsaussichten anderer habitatverbessernder oder populationsstützender Maßnahmen eingesetzt werden, kann aber auch bei Projektwirkungen geringen Umfangs als eigenständige Maßnahme geeignet sein.

Eignung: Hoch

6. Maßnahme: Künstliches Ausbringen der Samen im Bestand

6.a Maßnahmenbeschreibung

Die Samen im Bestand werden nicht der natürlichen Ausbreitung überlassen, sondern die Kapseln werden von Hand geöffnet und im Bereich voll entwickelter Pflanzen ausgesät. Dadurch werden weniger Samen an ungeeignete Standorte verweht und die Keimungs- und Etablierungsrate werden erhöht. Der richtige Zeitpunkt zum Öffnen der Samenkapseln muss dabei durch Versuche ermittelt werden. BLINOVA hat bei ihren Untersuchungen festgestellt, dass die Samen noch grüner Kapseln vier Wochen nach der Befruchtung besser reifen als vollreife Samen (BLINOVA 2002).

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Nach Angaben in ELEN & GERSTBERGER (1996) dauert es vier Jahre, bis die junge Pflanze ein erstes Blatt schiebt. Die erste Blütenbildung ist im Alter von sechs bis zehn Jahren zu erwarten (ELEN & GERSTBERGER 1996; GERBER & SPRUNGER 2007; HAUKE 2003b; KÄSERMANN 1999b; RAMSAY 2003; RAMSAY & STEWART 1998; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). In dem von RAMSAY (2003) beschriebenen Wiederansiedlungsprojekt wurde die erste blühende Pflanze erst elf Jahre nach der Auspflanzung festgestellt. Da an einem Standort mit blühenden Exemplaren des Frauenschuhs von ansonsten günstigen Entwicklungsbedingungen ausgegangen werden kann, ist diese Maßnahme zum Zeitpunkt der Erfassung einer erhöhten Jungpflanzendichte als wirksam anzusehen. Da dies nach spätestens fünf bis sechs Jahren erwartet werden kann, ist die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit als mittel einzustufen.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach den Untersuchungen von BLINOVA (2002) ist davon auszugehen, dass der Etablierungserfolg von Jungpflanzen durch diese Maßnahme deutlich gesteigert werden kann. Sie schlägt diese Maßnahme für Naturschutzgebiete vor. Es ist aber zu beachten, dass ihre Untersuchungen weit nördlich gelegene Populationen betreffen, in denen die Reproduktion durch Frost (Verlust junger Blütenknospen) und Mangel an Bestäubern stark beeinträchtigt ist. Vor allem die Frage des günstigsten Zeitpunktes zur Gewinnung der Samen muss genau untersucht werden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird somit als mittel eingestuft.

6.f Zielkonflikte

-

6.g Risikomanagement

Ein Monitoring der Bestände zum Nachweis sich etablierender Jungpflanzen ist unverzichtbar. Da bis zum endgültigen Beweis des Erfolges durch blühende und fruchtende Exemplare ein sehr langer Zeitraum vergehen wird, ist ein weiteres Risikomanagement unbedingt notwendig.

6.h Weitere Anmerkungen

Eine Kombination mit anderen habitatverbessernden Maßnahmen ist notwendig. Die Maßnahme stellt keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar.

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit und der mittleren Entwicklungsdauer ergibt sich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Als ergänzende Maßnahme im Risikomanagement oder zur Erhöhung der Erfolgswahrscheinlichkeit bei Etablierung neuer Populationen bzw. bestandsstützenden Maßnahmen kann die Maßnahme dennoch eingesetzt werden.

Eignung: Gering (keine eigenständige Maßnahme)

7. Maßnahme: Umsiedlung

7.a Maßnahmenbeschreibung

Bei einer grundlegenden Veränderung des Standortes, die den Fortbestand der Population am Ort unmöglich macht, kann eine Umsiedlung der Pflanzen erwogen werden. Diese sollte außerhalb der Vegetationsperiode erfolgen und ist nur bei jungen Pflanzen aussichtsreich. Bei älteren Pflanzen dürfte ein beschädigungsfreies Ausgraben der Rhizome unmöglich sein.

7.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Aussiedlungsfläche sollte möglichst nahe am betroffenen Standort, unter Berücksichtigung genetischer Aspekte nicht mehr als 500 m vom betroffenen Vorkommen entfernt liegen.

7.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1. Bereits vom Frauenschuh besiedelt Standorte sind nicht geeignet (s. auch 7.h).

7.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bei Vorhandensein eines geeigneten Habitates wird die Maßnahme innerhalb einer Vegetationsperiode wirksam. Da die Maßnahme zwingend mit einem Risikomanagement zu koppeln ist und bis zur Erfolgskontrolle durch blühende und fruchtende Pflanzen mehrere Jahre vergehen können, wird die Maßnahme aber als nur mittelfristig wirksam eingestuft.

7.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Aus den gelungenen Wiederansiedlungsprojekten scheint sich zu ergeben, dass zumindest die Verpflanzung jüngerer Frauenschuhpflanzen möglich ist (BLINOVA 2002; GERBER & SPRUNGER 2007; KULL 1999; RAMSAY 2003; RAMSAY & STEWART 1998). Dabei ist aber unklar, ob sich diese Erfolge so einfach auf wild wachsende Pflanzen übertragen lassen. Bei älteren Pflanzen werden sicherlich, schon alleine aufgrund der Größe der Rhizome, Probleme auftreten. Dies lässt sich auch aus der Erfahrung ableiten, dass illegal gesammelte und in Gärten verpflanzte Exemplare fast immer absterben (KÄSERMANN 1999b; MAYR 2005; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). Außerdem ist zu beachten, dass sich gerade der wichtige Standortfaktor Belichtung nicht quantifizieren lässt (s. a. Maßnahme 1), wodurch der Erfolg bei einer Umsiedlung mit Unsicherheiten belastet ist. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird somit als mittel eingestuft.

7.f Zielkonflikte

-

7.g Risikomanagement

Aufgrund fehlender Erfahrungen mit dieser Maßnahme und der Unsicherheiten bezüglich der Einschätzung der Qualität des neuen Standortes (v. a. Belichtungssituation) ist ein Risikomanagement unerlässlich. Es ist zu empfehlen, einen Teil der Population vorübergehend in Erhaltungszucht zu nehmen, um Fehlschläge abpuffern zu können.

7.h Weitere Anmerkungen

Das neue Habitat muss die Ansprüche der Art genau erfüllen. Daher ist es nahe liegend, einen Standort zu nutzen, an dem (angrenzend) eine gesunde Frauenschuhpopulation besteht. Dabei ist allerdings zu bedenken, dass dies eine fundierte Aussage über die Entwicklung der umgesiedelten Population unmöglich macht. Es ist dann nicht mehr ohne erheblichen Aufwand sicher feststellbar, von welcher Population auftretende Jungpflanzen stammen und ob eventuell aus der Maßnahme eine Beeinträchtigung der ursprünglich im Habitat existierenden Population resultiert. Auch aus grundsätzlichen Erwägungen wäre eine reine Umsiedlung allein in einen vorhandenen Bestand ohne weitergehende habitatentwickelnde Maßnahmen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme nicht anrechenbar.

7.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Da es widersprüchliche Belege für die erfolgreiche Durchführung dieser Maßnahme gibt, ist die Erfolgswahrscheinlichkeit als mittel anzusehen. Darauf deutet auch die Tatsache hin, dass in der Literatur die Umpflanzung von Frauenschuh-Vorkommen nicht als Artenschutzmaßnahme vorgeschlagen wird. Dazu kommen noch die Schwierigkeiten bei der Ermittlung der optimalen Lichtsituation am Anpflanzungsort. Zusammen mit der mittleren Entwicklungsdauer wird der Maßnahme eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme bescheinigt (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme stellt zudem keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar und ist nur als Ergänzung zu habitatverbessernden Maßnahmen einzusetzen.

Eignung: Gering (keine eigenständige Maßnahme)

8. Maßnahme: Erhaltungszucht

8.a Maßnahmenbeschreibung

An dem von dem Vorhaben betroffenen Standort werden Samen gewonnen und daraus in Kultur Pflanzen herangezogen. Die gezüchteten Pflanzen werden zur Stärkung der betroffenen Population oder, sozusagen als „zeitlich verzögerte Umsiedlung“, an geeigneten Standorten in deren Nähe ausgepflanzt. Die Inkulturnahme der betroffenen Pflanzen selbst muss als wenig aussichtsreich angesehen werden (vergleiche die Ausführungen zur vorherigen Maßnahme).

8.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 7.

8.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1. Die Maßnahme ist außerdem nur für Standorte geeignet, an denen in den letzten drei Jahren eine Keimung nachgewiesen wurde.

8.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Etablierung eines Zuchtprogramms, das Heranwachsen nachgezüchteter Pflanzen bis zu einem auspflanzungsfähigen Stadium und deren Etablierung am Standort, werden mehr als fünf Jahre in Anspruch nehmen. Bis zur ersten Blütenbildung als Beleg einer guten Entwicklung vergeht noch mehr Zeit, da die Pflanzen frühestens im Alter von sechs bis zehn Jahren blühen. (ELEND & GERSTBERGER 1996; GERBER & SPRUNGER 2007; HAUKE 2003b; KÄSERMANN 1999b; RAMSAY 2003; RAMSAY & STEWART 1998; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD 2004). So konnte in dem von RAMSAY (2003) beschriebenen Wiederansiedlungsprojekt die erste blühende Pflanze elf Jahre nach der Auspflanzung festgestellt werden. Es ergibt sich somit eine lange Entwicklungsdauer.

8.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Anzucht aus Samen in einer Nährlösung ist auch ohne Anwesenheit des Mykorrhizapilzes möglich. KÄSERMANN (1999) bezeichnet sie als aufwändig, die Kultivierung der erwachsenen Pflanzen hingegen als einfach. GERBER & SPRUNGER (2007) weisen darauf hin, dass im Rahmen eines Wiederansiedlungsprojektes im Kanton Baselland bei der Umsetzung der Keimlinge von der Nährlösung in Erde hohe Verluste auftraten (60 % Überlebensrate). Es gibt allerdings Berichte über erfolgreiche Zucht- und Wiederansiedlungsprogramme (BLINOVA 2002; GERBER & SPRUNGER 2007; KULL 1999; RAMSAY 2003; RAMSAY & STEWART 1998). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist somit als hoch einzustufen.

8.f Zielkonflikte

-

8.g Risikomanagement

Da die Etablierung der Jungpflanzen in der Natur ein langwieriger Prozess ist, weisen RAMSAY & STEWART (1989) ausdrücklich darauf hin, dass ein genaues Monitoring notwendig ist. Aufgrund der langen Laufzeit und der Abhängigkeit von der Belichtungssituation ist auch ein weiteres Risikomanagement vorzusehen.

8.h Weitere Anmerkungen

Geeignete Anzuchtbedingungen und der richtige Zeitpunkt zur Gewinnung geeigneter Samen als Ausgangsmaterial müssen gefunden werden (BLINOVA 2002; RAMSAY 2003). Außerdem gibt es sehr unterschiedliche Aussagen zu Eigenschaften wie Produktivität, Keimungsdauer und dergleichen mehr (LIGHT & MACCONAILL 1998). Daher muss hier mit unterschiedlich schnellen und umfangreichen Erfolgen gerechnet werden. Durch geeignete Auswahl des Pflanzenmaterials sollte eine hohe genetische Diversität angestrebt werden (RAMSAY 2003). Allerdings darf es nicht zur Vermischung verschiedener Unterarten, Varietäten oder dergleichen kommen. Die Maßnahme kann in der Praxis nur als ergänzende Maßnahme im Rahmen des Risikomanagements verwendet werden

8.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der langen Entwicklungsdauer kann dieser Maßnahme trotz der relativ hohen Erfolgswahrscheinlichkeit keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen werden (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Im Rahmen des Risikomanagements

kann sie als ergänzende Maßnahme zum Erhalt der genetischen Vielfalt und als Absicherung bei Fehlschlägen anderer Maßnahmen beitragen.

Eignung: Keine (im Rahmen des Risikomanagements Eignung möglich)

Fazit

Es stehen durchaus geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für den Frauenschuh zur Verfügung. Vor allem bei einer Kombination aus mehreren Maßnahmen sind die Erfolgsaussichten hoch. Der tatsächliche Erfolg von Maßnahmen in Form einer Erhöhung der Individuenzahlen ist allerdings aufgrund der langen Individualentwicklung des Frauenschuhes häufig erst nach wenigstens fünf Jahren zu beurteilen. Die Neuetablierung von Vorkommen ist nur durch habitatverbessernde Maßnahmen in Kombination mit gezielter Ansiedlung erfolgsversprechend.

Literaturverzeichnis

- BLINOVA, I. (2002): A Northernmost Population of *Cypripedium calceolus* L. (Orchidaceae): Demography, Flowering, and Pollination. *Selbyana* 23: 111-120.
- BRINKMANN, R., HUNGER, H. & SCHIEL, F.-J. (2008): Pflege- und Entwicklungsplan für das FFH-Gebiet 8316-341 "Klettgaurücken". Regierungspräsidium Freiburg, Karlsruhe: 118 Seiten.
- BRUELHEIDE, H. & FLINTROP, T. (1997): Untersuchung zum Anwuchserfolg der Einsaatflächen auf dem Dach des Hasselkopf-Tunnels. *Coenos - Landschaftsplanung GmbH, Ettenheim*: 7 Seiten + Anhang.
- BRUELHEIDE, H. & FLINTROP, T. (2000): Evaluating the transplantation of a meadow in the Harz Mountains, Germany. *Biological Conservation* 92: 109-120.
- ELEND, A. (1997): Populationsökologie des Frauenschuhes (*Cypripedium calceolus* L., Orchidaceae) - eine demographische Bestandsaufnahme nordostbayerischer Populationen unter besonderer Berücksichtigung des Lichtfaktors. *Naturschutzforschung in Franken* 2: 21-23.
- ELEND, A. & GERSTBERGER, P. (1996): Zur Populationsökologie des Frauenschuhes (*Cypripedium calceolus* L.; Orchidaceae). *Hoppea* 57: 331-358.
- GERBER, J.-D. & SPRUNGER, S. (2007): Die Wiedereinführung des Frauenschuhes. *Uni Nova* 107: 26-27.
- HAUKE, U. (2003): *Cypripedium calceolus* L. In: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 76-82. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HUCK, S. & MICHL, T. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Frauenschuhes *Cypripedium calceolus* L., 1753. In: SCHNITZER, 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, Seiten 76-77. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Cypripedium calceolus* L. - Frauenschuh - *Orchidaceae*. In: KÄSERMANN, C. & MOSER, D. M. (Hrsg.). Merkblätter Artenschutz - Blütenpflanzen und Farne. Stand: Oktober 1999., Seiten 112-113. Vollzug Umwelt, Bern.

- KLÖPFER, H. (2000): Die Entwicklung von Frauenschuh-Standorten. Faunistische und floristische Mitteilungen aus dem Taubergrund 18: 15-22.
- KULL, T. (1999): *Cypripedium calceolus* L.: Biological Flora of the British Isles no. 208. Journal of Ecology 87: 913-924.
- LIGHT, M. H. S. & MACCONAILL, M. (1998): Factors affecting germinable seed yield in *Cypripedium calceolus* var. *pubescens* (Willd.) Correll and *Epipactis helleborine* (L.) Crantz (Orchidaceae). Botanical Journal of the Linnean Society 126: 3-26.
- MAYR, H. (2005): *Cypripedium calceolus* in Oberösterreich. Orchideenkurier: 9.
- RAMSAY, M. M. (2003): Re-establishment of the lady's slipper orchid in the UK. Re-introduction News 22: 26-28.
- RAMSAY, M. M. & STEWART, J. (1998): Re-establishment of the lady's slipper orchid (*Cypripedium calceolus* L.) in Britain. Botanical Journal of the Linnean Society 126: 173-181.
- SHEFFERSON, R. P., KULL, T. & TALI, K. (2006): Demographic Response to Shading and Defoliation in two Woodland Orchids. Folia Geobotanica 41: 95-106.
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR WALD, JAGD UND FISCHEREI. 2004: Der Frauenschuh (*Cypripedium calceolus*) - prachvolles Kleinod in Thüringens Wäldern, Gotha.

Kriechender Scheiberich – *Apium repens*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	1, vom Aussterben bedroht

Standort

Räumliche Abgrenzung

Der Standort des Kriechenden Scheiberichs ist die aktuell besiedelte Fläche. Da die Art ausgesprochen konkurrenzschwach ist, können auch Eingriffe im weiteren Umfeld des Standortes durch Veränderungen des Störungsregimes, des Wasserhaushaltes oder der Nährstoffsituation zur Schädigung des Standortes führen. Es ist daher bei der Beurteilung des Eingriffs eine auf die lokalen Bedingungen zugeschnittene Pufferzone um das Vorkommen zu beachten. Dadurch kann auch der Tatsache Rechnung getragen werden, dass die Populationsgrößen des Kriechenden Scheiberichs auch ohne erkennbare Einwirkungen innerhalb einer Vegetationsperiode starke Schwankungen zeigen können (BISSINGER 2001; HAUKE 2003a).

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Bei einer Entfernung von weniger als 2 km ist von einer geringen Isolation benachbarter Populationen auszugehen, bei 2 – 10 km von einer mittleren Isolation (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2003). Daher sollten Bestände, die weiter als 2 km voneinander entfernt sind, als getrennte lokale Individuengemeinschaften angesehen werden, solange kein Nachweis eines regelmäßigen Austausches erbracht werden kann.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Standorte im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Bewertung der Individuengemeinschaft erfolgt anhand der Sprossdichte, der Vitalität der Sprosse und der Populationsstruktur, wobei der Anteil reproduktiver Einheiten entscheidend ist (HUCK & MICHL 2006a). Da aquatische Populationen nicht blühen, kann eine Bewertung ihres Populationszustandes nur nach der besiedelten Fläche erfolgen (BISSINGER 2001; HUCK & MICHL 2006a; LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2003) und bleibt damit vage.

Bei der Beurteilung der Populationsgröße ist von Bedeutung, dass diese häufig auch innerhalb einer Vegetationsperiode starken Schwankungen unterliegt (BISSINGER 2001; HAUKE 2003a).

Habitat

Zur Beurteilung des Standortes werden der Wasserhaushalt, die Dynamik durch Tritt, Überflutungsereignisse o. ä. und die Beleuchtungssituation herangezogen. Die Ausprägung

der typischen Begleitvegetation (Pionierstadien in Zwergbinsengesellschaften oder Flutrasen) ist ein weiteres wichtiges Kriterium (BISSINGER 2001; HUCK & MICHL 2006a). Allerdings findet sich die Art auch in flachen Geländemulden in frischen bis feuchten, mäßig nährstoffreichen Scherrasen (STÖHR et al. 2004).

Gefährdung

Gefährdungen für Bestände des Kriechenden Scheiberichs sehen HUCK & MICHL (2006a) bei Beschattung durch nicht ausreichende Auflichtung (z. B. bei Verbrachung des Standortes) und bei fehlender (z. B. Nutzungsaufgabe) oder zu starker (z. B. intensive Freizeitnutzung) Trittbelastung. Des Weiteren sind fortschreitende Sukzession und zu starke Eutrophierung kritisch für die Art. Schließlich geht auch von Veränderungen der hydrologischen Verhältnisse, sowohl Trockenfallen als auch Überstauung, eine Gefährdung aus (HUCK & MICHL 2006a). Auch HAUKE (2003a) weist darauf hin, dass die Erhaltung des aktuellen Bewirtschaftungsmodus und damit des gegebenen Störungsmusters die entscheidende erste Sicherungsmaßnahme für Vorkommen darstellt.

Der Erhalt der ökologischen Funktion des betroffenen Standortes im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Nutzungsextensivierung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Intensiv genutzte Weiden oder Wiesen werden bezüglich des Nutzungsregimes durch Anpassung der Viehdichte bzw. der Mahdtermine an bekannte Standorte des Kriechenden Scheiberichs angepasst. Auf Weiden wird die Viehdichte so gesteuert, dass durch Trittbelastung ausreichende Störstellen geschaffen, die Pflanzen aber nicht zu stark geschädigt werden. Des Weiteren kann das Bodenrelief durch die Schaffung vernässender Mulden aufgewertet werden. Eine Einschränkung von Beweidung und Mahd während der gesamten oder zumindest eines Teils der Blütezeit des Scheiberichs sichert den erfolgreichen Fruchtansatz. Eine mäßige Düngung kann durchaus erfolgen, es muss aber sichergestellt werden, dass die Konkurrenzvegetation nicht zu stark gefördert wird. In der Regel muss die betreffende, oder zumindest benachbarte, Fläche bereits besiedelt sein. Es können aber auch Samen oder bewurzelungsfähige Fragmente aus anderen Populationen oder Pflanzen aus einer Erhaltungszucht ausgebracht werden.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenflächen sollten in einer Entfernung von weniger als 2 km zum betroffenen Standort liegen und zur gleichen Teilpopulation gehören.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Geeignet erscheinen Standorte, die zumindest ansatzweise Ausprägungen von Zwergbinsengesellschaften oder Flutrasen zeigen (HUCK & MICHL 2006a). Allerdings kann der Kriechende Scheiberich unter geeigneten Bedingungen auch in Scherrasen gedeihen (STÖHR et al. 2004). Wichtig sind ausreichende Feuchtigkeit und eine geringe Beschattung. Außerdem müssen regelmäßig Störstellen auftreten, so dass wenigstens 10-50 % an offenen Bodenflächen

vorhanden sind. Dies kann durch Beweidung, regelmäßige Überschwemmungen oder auch mechanisches Aufbrechen erreicht werden. Die Vegetation muss kurz und lückig gehalten werden, damit der konkurrenzschwache Scheiberich sich halten kann (HUCK & MICHL 2006a).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer hängt bei dieser Maßnahme davon ab, ob die Maßnahmenfläche bereits gute Standortbedingungen aufweist und ob es bereits Vorkommen des Scheiberichs in der Nähe oder sogar auf der Fläche gibt. Bei Vorhandensein erster Exemplare kann die Art unter geeigneten Bedingungen bereits innerhalb von ein oder zwei Jahren durch Ausläuferbildung eine hohe Sprossdichte erreichen (HAUKE 2003a). Die Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU) berichtet von Erfolgen bei der Rekultivierung von Flößwiesen innerhalb einer Vegetationsperiode (ABU 2005, 2007). Müssen die Pflanzen erst als Samen, Sprosstteile oder Pflanzen aus Erhaltungszucht eingebracht werden, so wird sich dieser Zeitraum um ein bis zwei Jahre verlängern. Die Entwicklungsdauer ist somit kurz.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Anpassung der Art an regelmäßige Störungen und ihre geringe Konkurrenzfähigkeit werden immer wieder hervorgehoben (BISSINGER 2001; HÄRDTLE et al. 2000; HAUKE 2003a; ROSENTHAL & LEDERBOGEN 2008; STÖHR et al. 2004). Mahd wird bereits erfolgreich zur Pflege bestehender Scheiberich-Populationen eingesetzt (STÖHR et al. 2004). Die ABU hat gute und schnelle Erfolge mit der Entfernung beschattender Gehölze und dem Abschieben von Oberboden erzielt (ABU 2005, 2007). ROSENTHAL & LEDERBOGEN (2008) haben festgestellt, dass durch Beweidung ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Beschädigung der Pflanzen durch Huftritt und Wiederbesiedlung erreicht werden kann, wenn eine mittlere Störungsintensität erreicht wird. Bei zu geringer Beweidung kommt es zur Überwucherung der *Apium*-Bestände, bei zu starker Trittfrequenz (z. B. auf häufig benutzen Wechselln) können sich die Pflanzen nicht von den Trittschäden erholen. Dabei ist eine möglichst gleichmäßige Streuung der Trittschäden anzustreben, da die Rekolonisation vor allem über Stolonbildung erfolgt und diese nur relativ geringe Distanzen überwinden können (in der zitierten Untersuchung circa 14,5 cm in sechs Wochen) (ROSENTHAL & LEDERBOGEN 2008). Aufgrund mehrerer positiver Erfahrungsberichte wäre die Erfolgswahrscheinlichkeit für diese Maßnahme als sehr hoch einzustufen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Da für die geeignete Störungsintensität allerdings keine konkreten Richtwerte angegeben werden können, wird sie nur als hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Es ist damit zu rechnen, dass Zielkonflikte mit der Landwirtschaft auftreten. Gegebenenfalls muss hier mit vertraglichen Vereinbarungen gearbeitet werden.

1.g Risikomanagement

Im Rahmen eines Risikomanagements ist die geeignete Störungsintensität zu kontrollieren. Es ist dabei zu beachten, dass der Kriechende Scheiberich auch innerhalb einer Vegetationsperiode starke Populationsschwankungen zeigen kann (BISSINGER 2001).

1.h Weitere Anmerkungen

Für Beweidungs- bzw. Mahdintensität können keine Richtwerte angegeben werden. Daher muss die optimale Bewirtschaftung vor Ort ermittelt werden.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Extensive Rekultivierung brach gefallener Flächen

2.a Maßnahmenbeschreibung

Bracheflächen werden wieder in extensive Nutzung als Wiesen oder Weiden genommen, um die Überwucherung bestehender Populationen des Kriechenden Scheiberichs zu verhindern oder die Gründung neuer Populationen zu ermöglichen. Beschattende Gehölze werden entfernt, Beweidung bzw. Mahd werden wie in Maßnahme 1 an die Bedürfnisse der Art angepasst.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Angepasste Pflege geeigneter Gewässer

3.a Maßnahmenbeschreibung

Stillgewässerufer, Gräben oder kleine Fließgewässer werden durch periodische Ereignisse oder Maßnahmen immer wieder zumindest abschnittsweise ins Pionierstadium zurückgesetzt.

Dies kann durch periodisch eintretende Überschwemmungsereignisse (z. B. geeignete Stauhaltung) oder entsprechend angepasste Pflege (Mahd oder Beweidung) erreicht werden. Werden die Ufer regelmäßig abschnittsweise oder einseitig gemäht, so können dadurch terrestrische und aquatische Vorkommen des Kriechenden Scheiberichs erhalten bzw. gefördert werden. Sofern keine Vorkommen auf der Maßnahmenfläche oder unmittelbar benachbart vorhanden sind, können zur Unterstützung der Besiedlung Samen oder bewurzelungsfähige Fragmente des betroffenen Vorkommens oder Pflanzen aus einer Erhaltungszucht ausgebracht werden.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Grundsätzlich geeignet ist eine Vielzahl von Gewässern wie Ufer von Stillgewässern und Altwässern in Auen, Bäche, Gräben, Tümpel, Quellsümpfe und ähnliche Gewässer mit mäßig nährstoffreichen, sandigen oder reinen Schlammböden. Freizeitnutzung in geringem Ausmaß kann unter Umständen durch Schaffung von Dynamik positiv wirken, intensive Freizeitnutzung ist allerdings zu unterbinden. Bei Verzicht auf aktive Ansiedlung muss die Fläche bereits besiedelt oder unmittelbar angrenzend ein Vorkommen vorhanden sein.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bei Vorhandensein erster Exemplare kann die Art unter geeigneten Bedingungen bereits innerhalb von ein oder zwei Jahren durch Ausläuferbildung eine hohe Sprossdichte erreichen (HAUKE 2003a). Müssen die Pflanzen erst angepflanzt werden, so wird sich dieser Zeitraum um ein bis zwei Jahre verlängern. Die Entwicklungsdauer ist somit kurz.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Anpassung der Art an regelmäßige Störungen und ihre geringe Konkurrenzfähigkeit werden immer wieder hervorgehoben (BISSINGER 2001; HÄRDTLE et al. 2000; HAUKE 2003a; ROSENTHAL & LEDERBOGEN 2008; STÖHR et al. 2004). Mahd wird bereits erfolgreich zur Pflege bestehender Scheiberich-Populationen eingesetzt (STÖHR et al. 2004). Die ABU hat gute und schnelle Erfolge mit der Entfernung beschattender Gehölze und dem Abschieben von Oberboden erzielt (ABU 2005, 2007). Allerdings fehlen weitere konkrete Erfahrungen mit einer solchen Pflegemaßnahme. Aufgrund mehrerer positiver Erfahrungsberichte wäre die Erfolgswahrscheinlichkeit für diese Maßnahme als sehr hoch einzustufen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Da für die geeignete Störungsintensität allerdings keine konkreten Richtwerte angegeben werden können, wird sie nur als hoch eingestuft.

3.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Landwirtschaft oder Wasserbau auftreten.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

3.h Weitere Anmerkungen

Es können keine konkreten Richtwerte für das Pflegeregime gegeben werden. Daher muss die optimale Pflege vor Ort ermittelt werden.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugewiesen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Komplette Verpflanzung von Populationen und nachfolgende Pflege

4.a Maßnahmenbeschreibung

Im Eingriffsbereich befindliche Populationen werden komplett ggf. mit Boden und Begleitvegetation in ein vom Eingriff nicht betroffenes Gebiet verpflanzt. Die Verpflanzung erfolgt abschnittsweise in einem Zeitraum von mindestens zwei Jahren, um eine ausreichende Reserve an Pflanzen bei Nichtanwachsen auf der Maßnahmenfläche zurückzuhalten. Die Maßnahmenfläche ist entsprechend den Anforderungen der Art dauerhaft zu pflegen. Zu den entsprechenden Anforderungen siehe Maßnahme 1.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Aufgrund der hohen Ausbreitungsfähigkeit des Kriechenden Scheiberichs (HAUKE 2003a) und der guten Verpflanzbarkeit ist, eine geeignete Pflege (Mahd, Beweidung o. ä.) vorausgesetzt, eine gute Entwicklung der umgepflanzten Bestände innerhalb von ein bis zwei Jahren zu erwarten, wenn sich die verpflanzte Population wenigstens in einem guten Erhaltungszustand befand und die Verpflanzung gut übersteht. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

KÄSERMANN (1999a) berichtet von einem fehlgeschlagenen Verpflanzungsversuch im Jahr 1989 von einer Experimentierfläche des alten Botanischen Gartens in Neuenburg in den neu angelegten Botanischen Garten, wobei unklar ist, wie die Verpflanzung durchgeführt wurde und wann und warum genau der Bestand erlosch. Die Art ist nach Experteneinschätzung jedoch grundsätzlich verpflanzbar und wächst auf konkurrenzarmen Böden gut an. Aufgrund der widersprüchlichen Angaben wird die Erfolgswahrscheinlichkeit mit mittel eingestuft.

4.f Zielkonflikte

Es könnten Zielkonflikte mit der Landwirtschaft auftreten.

4.g Risikomanagement

Sollte der Versuch einer solchen Maßnahme unternommen werden, so sind unbedingt eine sehr genaue Dokumentation und ein intensives Risikomanagement durchzuführen. Es ist dabei zu beachten, dass der Kriechende Scheiberich auch innerhalb einer Vegetationsperiode starke Populationsschwankungen zeigen kann (BISSINGER 2001). Die Verpflanzung sollte über

mindestens zwei Vegetationsperioden erfolgen.

4.h Weitere Anmerkungen

-

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Dem derzeitigen Kenntnisstand zufolge weist diese Maßnahme aufgrund der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzfristigen Wirksamkeit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme eine mittlere Eignung auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

5. Maßnahme: Erhaltungszucht

5.a Maßnahmenbeschreibung

Ein Teil der von dem Eingriff betroffenen Population wird zur Sicherung in Erhaltungszucht genommen. Die Maßnahme ist daher keine eigenständige, sondern eine begleitende Maßnahme zur Absicherung gegen Misserfolge bei anderen Maßnahmen oder zur vorübergehenden Sicherung der Population bei einem Eingriff, der das Originalhabitat nicht bleibend zerstört.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

-

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

-

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Da sich bei günstigen Bedingungen unter natürlichen Umständen innerhalb kurzer Zeit große Populationen entwickeln können (HAUKE 2003a), ist davon auszugehen, dass eine Erhaltungszucht in Gefangenschaft schnell etabliert werden kann. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

BURMEIER (2006) hat die Art im Rahmen ihrer Diplomarbeit im Gewächshaus gepflegt und offensichtlich wird die Art dort auch weiterhin in Kultur gehalten (<http://www.life-baltcoast.eu/index.php?id=206&L=5>). Auch im Rahmen des „UK Biodiversity Action Plan“ wird die Art in mehreren Einrichtungen (Kew und Oxford Botanic Gardens) kultiviert (<http://www.ukbap.org.uk/UKPlans.aspx?ID=105>). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist deshalb als sehr hoch einzustufen.

5.f Zielkonflikte

-

5.g Risikomanagement

Ein Monitoring und die Korrektur ungünstiger Entwicklungen sind bei der Pflege der Kulturen selbstverständlich.

5.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist eine sehr gute Möglichkeit zur Absicherung gegen Misserfolge bei anderen Maßnahmen oder zur vorübergehenden Sicherung einer betroffenen Population. Außerdem kann so Material zur Ansiedlung in aktuell unbesiedelten Lebensräumen gewonnen werden.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund ihrer kurzen Entwicklungsdauer und ihrer sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird die Maßnahme als sehr hoch geeignet eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Sie ist aber keine eigenständige Maßnahme, sondern nur eine Absicherung anderer Maßnahmen.

Eignung: Sehr hoch (keine eigenständige Maßnahme, nur als ergänzende Maßnahme des Risikomanagements)

6. Maßnahme: Wiederherstellung der Fließgewässerdynamik

6.a Maßnahmenbeschreibung

Der Kriechende Scheiberich wächst häufig im Wasserwechselbereich, wobei die Dynamik des Lebensraumes durch natürliche Wasserstandsänderungen erhalten wird (BISSINGER 2001; HAUKE 2003a; HERRMANN 2002). Daher kann die Wiederherstellung eines natürlichen Wasserstandsregimes mit gelegentlichen Hochwässern bestehende Populationen des Kriechenden Scheiberichs fördern oder auch Uferbereiche für die (Wieder-)besiedlung verfügbar machen. Gegebenenfalls muss auf eine künstliche Ansiedlung zurückgegriffen werden falls natürliche Besiedlungsquellen im Nahbereich fehlen. Die Einzelmaßnahmen hängen hier vom gegenwärtigen Zustand des betrachteten Gewässers ab und reichen von Abbau oder Aufbruch von Uferverbauungen bis zu einer weitgehenden Gewässerrenaturierung.

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Gewässer, in oder an welchen bereits erste Individuen des Kriechenden Scheiberichs anzutreffen sind oder deren benachbarte Flächen besiedelt sind. Bei Fließgewässern ist auch eine Besiedlung durch bewurzelungsfähige Fragmente aus gewässeraufwärts gelegenen Beständen möglich. Da bei einer Entfernung von mehr als 2 km zwischen Populationen von deren beginnender Isolation ausgegangen wird (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 2003), hier also die Ausbreitungsfähigkeit der Art wohl an ihre Grenzen stößt, sollte bei der Neuschaffung eines Lebensraumes diese Entfernung nicht überschritten werden.

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Um eine kurze Entwicklungszeit der Maßnahme zu gewährleisten, ist eine geeignete Uferstruktur (Flachufer, Sand- und Schlammflächen, Wechselwasserzonen) mit natürlicher Dynamik erstrebenswert. Eine zu starke Beschattung oder Überwucherung durch die Begleitvegetation ist zu vermeiden. Dies kann durch extensive Beweidung oder Mahd erreicht werden.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bei Vorhandensein erster Exemplare kann die Art unter geeigneten Bedingungen bereits innerhalb von ein oder zwei Jahren durch Ausläuferbildung eine hohe Sprossdichte erreichen (HAUKE 2003a). Müssen die Pflanzen erst angepflanzt werden, so wird sich dieser Zeitraum um ein bis zwei Jahre verlängern. Die Entwicklungsdauer ist somit kurz.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Anpassung des Kriechenden Scheiberichs an regelmäßige Störungen und sein Vorkommen an von häufigen Wasserstandswechseln geprägten Standorten werden immer wieder hervorgehoben (BISSINGER 2001; HÄRDTLE et al. 2000; HAUKE 2003a; ROSENTHAL & LEDERBOGEN 2008; STÖHR et al. 2004). Die ABU hat gute und schnelle Erfolge mit der Entfernung beschattender Gehölze und dem Abschieben von Oberboden, wodurch eine natürliche Fließgewässerdynamik nachgeahmt wurde, erzielt (ABU 2005, 2007). Daraus und aus den Kenntnissen zur Biologie der Art lässt sich ableiten, dass durch die Wiederherstellung einer natürlichen Fließgewässerdynamik immer wieder für den Kriechenden Scheiberich geeignete Standorte entstehen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird daher als hoch eingestuft.

6.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Landwirtschaft, für die Gewässerunterhaltung zuständigen Stellen und Freizeitnutzungen auftreten.

6.g Risikomanagement

Konkrete Erfahrungen zur Auswirkung einer kompletten Fließgewässerenaturierung auf den Kriechenden Scheiberich liegen nicht vor. Es gibt nur Berichte über Maßnahmen, die eine Fließgewässerdynamik simulieren (ABU 2005, 2007), und gute Kenntnisse zur Biologie der Art, die auf eine erfolgreiche Umsetzung schließen lassen. Daher ist ein begleitendes Risikomanagement vorzusehen.

6.h Weitere Anmerkungen

-

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Unter den genannten Bedingungen wird die Maßnahme aufgrund ihrer kurzen Entwicklungsdauer und ihrer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch geeignet eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

Fazit

Nach momentanem Kenntnisstand gibt es hoch und mittel geeignete, eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für den Kriechenden Scheiberich. Es besteht allerdings zu einigen Maßnahmen weiterhin Forschungsbedarf. Die als sehr hoch geeignet eingestufte Maßnahme der Erhaltungszucht stellt keine eigenständige Maßnahme dar.

Literaturverzeichnis

- ABU (2005): Jahresbericht der ABU 2004. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU), Bad Sassendorf-Lohne: 22 Seiten.
- ABU (2007): Jahresbericht der ABU 2006. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU), Bad Sassendorf-Lohne: 24 Seiten.
- BISSINGER, M. (2001): Kriechender Scheiberich (*Apium repens*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H.,

- SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten - Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie, Seiten 81-87. Angewandte Landschaftsökologie. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- BRUELHEIDE, H. & FLINTROP, T. (2000): Evaluating the transplantation of a meadow in the Harz Mountains, Germany. *Biological Conservation* 92: 109-120.
- BURMEIER, S. (2006): Untersuchungen zu Populationsbiologie, Ökologie und Standortansprüchen der gefährdeten Pflanzenart *Apium repens*. Diplomarbeit Universität Hamburg.
- BURMEIER, S. & JENSEN, K. (2008): Is the endangered *Apium repens* (Jacq.) Lag. rare because of a narrow regeneration niche? *Plant Species Biology* 23.
- HÄRDITZLE, W., DIERßEN, K. & ROMAHN, K. S. (2000): Nachträge zur Liste der Farn- und Blütenpflanzen des Naturschutzgebietes "Lüneburger Heide". *Floristische Notizen aus der Lüneburger Heide* 8: 15-19.
- HAUKE, U. (2003): *Apium repens* (Jacquin) Lagasca. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMAN, A. (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 40-46. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HERRMANN, A. (2002): Kriechender Scheiberich - *Apium repens* (Jacquin) Lagasca. In: BEUTLER, H. & BEUTLER, D. (Hrsg.). Katalog der natürlichen Lebensräume und Arten der Anhänge I und II der FFH-Richtlinie in Brandenburg, Seiten 162-163. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg: 11. Brandenburgische Universitätsdruckerei und Verlagsgesellschaft Potsdam mbH, Potsdam.
- HUCK, S. & MICHL, T. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Kriechenden Sellerie *Apium repens* (JACQ.) LAG. 1821. In: SCHNITZER, 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, Seiten 68-69. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- KÄSERMANN, C. (1999): *Apium repens* (Jacq.) Lag. - Kriechender Eppich - *Apiaceae*. In: C. KÄSERMANN & D. M. MOSER (Hrsg.). Merkblätter Artenschutz - Blütenpflanzen und Farne. Stand: Oktober 1999., Seiten 56-57. Vollzug Umwelt, Bern.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.) (2003): Handbuch zur Erstellung von Pflege- und Entwicklungsplänen für die Natura 2000-Gebiete in Baden-Württemberg - Entwurf Version 1.0, Karlsruhe, 467 Seiten.
- ROSENTHAL, G. & LEDERBOGEN, D. (2008): Response of the clonal plant *Apium repens* (Jacq.) Lag. to extensive grazing. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 203: 141-151.
- STÖHR, O., GEWOLF, S. & NIEDERBICHLER, C. (2004): *Apium repens* (JACQ.) LAG. in Scherrasen - eine FFH-Art auf Irrwegen? *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft*. 73/74: 67-84.

Sand-Silberscharte – *Jurinea cyanoides*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Standort

Räumliche Abgrenzung

Der Standort der Sand-Silberscharte ist der aktuell besiedelte Habitatkomplex. Dieser ist nach den Bedingungen vor Ort räumlich abzugrenzen. Da die Art ausgesprochen hohe Ansprüche an ihren Lebensraum hat (Besonnung, Nährstoffarmut, Substratbeschaffenheit etc.) können auch Eingriffe im weiteren Umfeld durch Veränderungen des Störungsregimes, des Wasserhaushaltes oder der Nährstoffsituation zur Schädigung des Standortes führen. Es ist daher bei der Beurteilung des Eingriffs eine auf die lokalen Bedingungen zugeschnittene Pufferzone um das Vorkommen zu beachten.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Ausgehend von der Annahme, dass die Samen von *Jurinea cyanoides* nur epizoochor verbreitet werden (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2007), sind alle räumlich klar abgrenzbaren Bestände der Sand-Silberscharte als lokale Individuengemeinschaften zu betrachten. Eine andere Interpretation ist nur bei Populationen möglich, bei denen ein regelmäßiger Austausch über Epizoochorie hinreichend wahrscheinlich ist. Dies wird nur der Fall sein, wenn die betrachteten Vorkommen durch kontinuierliche Wanderbeweidung miteinander in Verbindung stehen. Die Verfrachtung der Samen durch den Wind scheint nicht ausreichend effizient zu sein, um einen kontinuierlichen Austausch der verbliebenen, räumlich zum Teil stark getrennten Vorkommen, zu sichern (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2007; BEIL & ZEHEM 2006; ELSNER 2001a, b; HAUKE 2003c; HUCK & MICHL 2006b).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Standorte im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Bei der Erfassung von *Jurinea*-Beständen ist zu beachten, dass aufgrund der Bildung basaler bzw. unterirdischer Wurzelsprosse keine einzelnen Individuen erfasst werden können (ELSNER 2001b). Die Beurteilung erfolgt nach der Größe der Population (Anzahl der Rosetten) und ihrer Vitalität (Populationsstruktur, blühende und fruchtende Rosetten) (HUCK & MICHL 2006b). Sowohl ELSNER (2001b) als auch HAUKE (2003c) weisen allerdings darauf hin, dass die Blüte von zu vielen Standortfaktoren (Nutzungsform, Witterungsgeschehen) abhängt, um zuverlässig als Indikator der Vitalität einer Population dienen zu können (ELSNER 2001b; HAUKE 2003c).

Habitat

Zur Bewertung der Habitatqualität wird zunächst die Qualität des Untergrundes (Eutrophiegrad, Feuchte, Humusgehalt, Kalkgehalt) berücksichtigt. Darüber hinaus wird die Vegetationsstruktur (offene Bodenstellen, Beschattung) beurteilt und inwieweit der Standort das Arten-

inventar der typischen Begleitvegetation der Sand-Silberscharte (Kalk-Sandtrockenrasen, Blauschillergrasrasen) aufweist (BEIL & ZEHM 2006; HUCK & MICHL 2006b).

Gefährdung

Die stärkste Gefährdung der Sand-Silberscharte ist der Verlust bzw. die Beeinträchtigung des Lebensraumes. Die Standorte sind bedroht von Nutzungsaufgabe, Abbau, Freizeitnutzung, Aufforstung oder Überbauung. Darüber hinaus kann eine unzureichende Abpufferung gegen von außen wirksame, negative trophische Wirkfaktoren zur Überwucherung durch Konkurrenzvegetation führen. Anzeiger solcher negativer Auswirkungen können Bestände von Sukzessions- oder Eutrophiezeigern sein (BEIL & ZEHM 2006; HUCK & MICHL 2006b). Auch Änderungen des Wasserhaushaltes können die Pflanzen schädigen, da die ausgewachsenen Pflanzen keine Staunässe im Wurzelhalsbereich vertragen, während die Sämlinge trockenheitsempfindlich sind (HAUKE 2003c). Weitere Gefährdungen gehen von der Isolation der Vorkommen, unzureichenden Pflegemaßnahmen und Wildverbiss (Kaninchen) aus (BEIL & ZEHM 2006).

Der Erhalt der ökologischen Funktion des betroffenen Standortes im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Nutzungsextensivierung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Geeignet erscheinende Flächen werden an das Nutzungsregime bekannter *Jurinea*-Standorte angepasst. Wichtig ist die Erhaltung der Dynamik durch Beweidung, Mahd oder Aufbrechen des Bodens. Gegebenenfalls wird durch Ausbringen von Pflanzenmaterial die Besiedlung ermöglicht, bzw. unterstützt (HAUKE 2003c). Bei Flächen mit hohen Nährstoffgehalten kann eine vorhergehende Kultur von Zehrpflanzen (z. B. Lein, Roggen, Sonnenblumen) notwendig werden. Vor der Einsaat wird die Fläche gefräst, um die Nährstoffauswaschung und –mobilisierung zu beschleunigen (ELSNER 2001a). Die Flächen sollten gegen negative Einflüsse aus benachbarten Flächen (z. B. Nährstoffeintrag) abgepuffert sein. Bereits vorhandene Individuen von *Jurinea* sollten markiert und bei der Pflege geschont werden (ELSNER 2001a). Wichtig ist auch die Verdrängung dominanzbildender Gräser durch Ausrechen, Oberbodenabtrag oder entsprechende Beweidung. Hierzu sind nach SÜß (2006) vor allem Esel geeignet, da sie Gräser gut verdauen können und an trockene und nährstoffarme Bedingungen angepasst sind. Um eine hohe Entnahme von Pflanzenmaterial und eine gleichmäßigere Beweidung sicher zu stellen ist eine Kombination aus Esel- und Schafbeweidung gut geeignet (SÜß 2006). *Jurinea cyanoides* ist zwar nicht trittempfindlich, allerdings kann eine überhöhte Viehdichte oder intensive Freizeitnutzung eine zu starke Trittbelastung verursachen. Unter diesen Umständen kann die Verlegung von Wegen oder eine andere Form der Besucherlenkung notwendig werden (BEIL & ZEHM 2006).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Aufgrund der geringen Ausbreitungsfähigkeit der Sand-Silberscharte kommen als Maßnahmenflächen nur unmittelbar an den betroffenen Standort gelegene Flächen ggf. auch Flächen in einer Entfernung von weniger als 500 m in Frage.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Auf den betreffenden Flächen sollten bereits erste Individuen der Sand-Silberscharte vorhanden sein oder es sollten zumindest benachbarte Flächen besiedelt sein. Aufgrund der mangelhaften Ausbreitungsfähigkeit der Sandsilberscharte (s. a. „Räumlicher Zusammenhang“) ist bei weiter entfernt gelegen Flächen eine eigenständige Besiedlung kaum zu erwarten (BEIL & ZEHM 2006; HAUKE 2003c).

Die Sand-Silberscharte benötigt Sandböden, die trocken, humusarm, kalkhaltig oder oberflächlich entkalkt und nicht eutrophiert sind (HUCK & MICHL 2006b). Das Potenzial zur Entwicklung dieser Bedingungen muss gegeben sein. Es müssen offene, unbeschattete Stellen vorhanden sein, eventuell sind Gehölze oder andere Konkurrenz-Vegetation zu entnehmen (BEIL & ZEHM 2006; ELSNER 2001a; HAUKE 2003c). Günstig wäre eine zumindest in Ansätzen erkennbare Ausprägung der Begleitvegetation (Kalk-Sandtrockenrasen, Blauschillergrasrasen) (HUCK & MICHL 2006b). BEIL & ZEHM (2006) fordern eine Mindestfläche des Vorkommens von einem Hektar für eine gute Habitatausprägung. Es muss eine ausreichende Dynamik (Beweidung, Mahd) gewährleistet sein.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

ELSNER (2001a) berichtet, dass sich im Rahmen des LIFE-Projektes in den Sandgrasheiden bei Volkach durch vorbereitenden Nährstoffentzug bereits innerhalb von zwei Jahren erste Erfolge eingestellt haben. Aufgrund einer hohen Keimrate und guter Etablierung auf Sandböden (HAUKE 2003c) sollten auf entsprechend vorbereiteten Flächen innerhalb von drei oder vier Jahren erste Erfolge zu erreichen sein. Unter den oben genannten Voraussetzungen ist somit die Entwicklungsdauer kurz.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es liegen umfangreiche Angaben zur Biologie der Art vor, so dass ein Schema zur angepassten Bewirtschaftung der Flächen entwickelt werden kann (BEIL & ZEHM 2006; ELSNER 2001a, b; HAUKE 2003c). Darüber hinaus gibt es Berichte über erfolgreiche Ansiedlungsversuche (ELSNER 2001a; HAUKE 2003c). Allerdings liegen wohl kaum Erfahrungen mit kompletten Neuansiedlungen auf bislang unbesiedelten Flächen vor. BEIL & ZEHM (2006) berichten von erfolgreichen Etablierungsversuchen, stellen aber fest, dass die mittel- und langfristigen Schicksale der Bestände noch nicht prognostizierbar sind. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird aufgrund der vorliegenden positiven Berichte dennoch grundsätzlich als hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind ggf. mit der Landwirtschaft und Abbauunternehmen (Sand) zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Ein Risikomanagement ist einerseits zur Dokumentation/Überwachung des Ansiedlungserfolges notwendig, andererseits zur Ermittlung der optimalen Bewirtschaftungsweise (Beweidungs- bzw. Mahdintensität und -zeitpunkte).

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme hoch geeignet (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Extensive Rekultivierung brachgefallener Flächen

2.a Maßnahmenbeschreibung

Bracheflächen werden wieder in extensive Nutzung als Wiesen oder Weiden genommen, um die Bewahrung bestehender oder die Gründung neuer Populationen der Sand-Silberscharte zu ermöglichen. Gegebenenfalls werden zunächst Gehölze entfernt, das Gelände entbuscht und der Oberboden abgeplaggt, um Rohbodenstandorte zu schaffen (ELSNER 2001a; HAUKE 2003c). Wichtig ist die Dynamik durch Beweidung, Mahd oder Aufbrechen des Bodens. Durch gezieltes Ausbringen von Pflanzenmaterial kann die Besiedlung ermöglicht bzw. unterstützt werden (HAUKE 2003c). Ruderalisierte Sandmagerrasen werden durch Mahd im Spätsommer optimiert, bei hochwertiger Ausprägung erfolgt die Mahd erst im Winter (ELSNER 2001a).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme hoch geeignet (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Rekultivierung von Sand- oder Kiesabbauflächen

3.a Maßnahmenbeschreibung

Sand- oder Kiesabbauflächen werden aus der Abbaunutzung genommen und bei Bedarf mit Sand wieder aufgeschüttet. Hierzu eignen sich vor allem nur gering nährstoffbelastete Tiefensande (SCHWABE & KRATOCHWIL 2009). Nach Möglichkeit werden die Flächen mit bereits durch die Sandsilberscharte besiedelten Flächen verbunden. Wichtig ist die Dynamik durch Beweidung, Mahd oder Aufbrechen des Bodens. Gegebenenfalls wird durch Ausbringen von Pflanzenmaterial die Besiedlung ermöglicht bzw. unterstützt (HAUKE 2003c). Die Pflege der Flächen erfolgt durch extensive Mahd oder Beweidung. Bei nicht ausreichender Sandverfügbarkeit oder Vernässung durch zu tiefe Ausbaggerung kann eine Wiederauffüllung notwendig werden.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Aufgrund einer hohen Keimrate und guter Etablierung auf Sandböden (HAUKE 2003c) sind auf entsprechend vorbereiteten Flächen innerhalb von drei bis vier Jahren erste Erfolge zu erwarten. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

3.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind mit betroffenen Abbaununternehmen (Kies, Sand) zu erwarten.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme hoch geeignet (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Sandaufschüttung

4.a Maßnahmenbeschreibung

Grundsätzlich geeignet erscheinende Flächen, auf denen keine ausreichende Sandschicht vorhanden ist, werden mit Sand aufgeschüttet. Hierzu eignen sich vor allem nur gering nährstoffbelastete Tiefensande (SCHWABE & KRATOCHWIL 2009). Diese Maßnahme dient in erster Linie der Verknüpfung von Vorkommen untereinander oder mit geeigneten, aber noch

nicht besiedelten Flächen. Wichtig ist die Dynamik durch Beweidung, Mahd oder Aufbrechen des Bodens. Unter Umständen kann es notwendig werden, die Besiedlung durch Ausbringung von Pflanzenmaterial zu forcieren (HAUKE 2003c).

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

4.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

4.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme hoch geeignet (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

5. Maßnahme: Erhaltungszucht

5.a Maßnahmenbeschreibung

Die Sandsilberscharte wird in Erhaltungszucht genommen und nach Beendigung des Eingriffes im Ursprungsgebiet oder in dessen Nähe auf entsprechend vorbereiteten Flächen wieder angesiedelt. Diese Maßnahme dient der Unterstützung und Absicherung anderer Maßnahmen.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Für die Erhaltungszucht keine, für die Wiederansiedlung siehe Maßnahme 1.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Etablierung einer Erhaltungszucht wird in einer entsprechenden Einrichtung (Botanischer Garten) schnell möglich sein. Für die Wiederansiedlung siehe Maßnahme 1. Die

Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Erhaltungszucht verläuft bereits erfolgreich z. B. in den Botanischen Gärten der Universitäten Karlsruhe, Würzburg und Erlangen-Nürnberg (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2007). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist daher als sehr hoch einzustufen.

5.f Zielkonflikte

Bezüglich der Erhaltungszucht sollten keine Zielkonflikte auftreten. Bei der Wiederansiedlung sind Zielkonflikte mit Landwirtschaft und Abbauunternehmen (Kies, Sand) zu erwarten.

5.g Risikomanagement

In der Erhaltungszucht sind ein Monitoring des Erfolges und ein entsprechendes Gegensteuern bei Fehlentwicklungen selbstverständlich. Bezüglich der Wiederansiedlung siehe Maßnahme 1.

5.h Weitere Anmerkungen

Da die Samen keine lange Überlebensfähigkeit besitzen (BEIL & ZEHM 2006; HAUKE 2003c), ist die Anlage einer reinen Samenbank zur Überbrückung der Zeit des Eingriffes keine Lösung. Die Pflanzen müssen durchgehend kultiviert werden.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sondern eine unterstützende Maßnahme bei anderen Maßnahmen oder eine Absicherung gegen das Scheitern einer Maßnahme. In dieser Hinsicht hat sie aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine sehr hohe Eignung (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch (keine eigenständige Maßnahme, nur als ergänzende Maßnahme des Risikomanagements)

Fazit

Für *Jurinea cyanoides* bestehen aufgrund der Kenntnisse zur Biologie und Erfahrungen mit der Pflege bestehender Vorkommen gute Möglichkeiten zur Ableitung sinnvoller vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen. Aufgrund positiver Erfahrungen mit Pflegemaßnahmen kann man davon ausgehen, dass vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen erfolgreich durchgeführt werden können, wenn auch Erfahrungen mit der Neugründung von Vorkommen rar sind.

Literaturverzeichnis

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT. 2007: Botanischer Artenschutz in Bayern - Ein Projekt der Botanischen Gärten Bayerns und des Bayerischen Landesamtes für Umwelt. Seite 13, Augsburg.

BEIL, M. & ZEHM, A. (2006): Erfassung und naturschutzfachliche Bewertung der hessischen Vorkommen von *Jurinea cyanoides* (L.) Rchb. (FFH-Anhang-II-Art). Natur und Landschaft 81: 177-184.

ELSNER, O. (2001a): Das LIFE-Projekt "Sicherung und Entwicklung des Bestandes von

Jurinea cyanoides (L.) Rchb. in den Sandgrasheiden bei Volkach" zum Schutze der Sand-Silberscharte und ihrer Lebensräume. Artenhilfsprogramme 156: 175-186.

- ELSNER, O. (2001b): Sand-Silberscharte (*Jurinea cyanoides*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten - Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie, Seiten 102-107. Angewandte Landschaftsökologie. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- HAUKE, U. (2003): *Jurinea cyanoides* (L.) Reichenbach. In: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 111-116. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HUCK, S. & MICHL, T. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Sand-Silberscharte *Jurinea cyanoides* (L.) REICHENB. 1831. 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, Seiten 82-83. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- SCHWABE, A. & KRATOCHWIL, A. (2009): Renaturierung von Sandökosystemen im Binnenland. In: S. ZERBE & WIEGLEB, G. (Hrsg.). Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa, Seiten 235-263. Spektrum, Heidelberg.
- SÜß, K. (2006): Succession versus grazing: effects on the vegetation of inland sand ecosystems. Dissertation Technische Universität Darmstadt: 160 Seiten.
- SÜß, K. & SCHWABE, A. (2007): Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: results from a 4-year field experiment in *Armerio-Festucetum trachphyllae* sand vegetation. *Phytocoenologia* 37(1): 135-160.

Bechsteinfledermaus – *Myotis bechsteinii*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Eine Bechsteinfledermaus-Wochenstubenkolonie nutzt in einer Vegetationsperiode bis zu ca. 50 Quartierbäume (MESCHÉDE & HELLER 2000). Die Quartiere können häufig gewechselt werden, meist kleinräumig aber auch hin und wieder in Entfernungen von bis zu 500 m und selten darüber hinaus. In der Regel ist, räumlich gut abgrenzbar, ein sogenanntes „Quartierzentrum“ feststellbar, in dem sich die schwerpunktmäßig genutzten Quartiere befinden. Es werden teilweise gleichzeitig mehrere Quartiere von der Wochenstubenkolonie genutzt.

Da i. d. R. mehrere Quartierbäume der Wochenstubenkolonie bekannt sind, erfolgt die räumliche Ermittlung der Fortpflanzungsstätte über die Abgrenzung des Wald- oder Baumbestandes, in dem sich die bekannten Quartierbäume befinden. Die äußersten Quartierbäume werden direkt miteinander verbunden und die dazwischen liegenden Flächen sind bei grundsätzlicher Habitataignung ebenfalls von essenzieller Bedeutung für die Fortpflanzungsstätte. Auf diese Weise ist gewährleistet, dass alle bekannten und weitere, nicht ermittelte Quartierbäume in der Fortpflanzungsstätte enthalten sind.

Zudem ist eine ungestörte Zone mit einem Radius von ca. 50 m um die Quartierbäume im geschlossenen Bestand für die Fortpflanzungsstätte von essentieller Bedeutung, da dieser Bereich von den Tieren regelmäßig beim Schwärmen genutzt wird. Das Schwärmverhalten ist wesentlicher Bestandteil der Quartierfindung und der innerartlichen Kommunikation der Tiere. Dies ist in der Fortpflanzungszeit von besonderer Bedeutung, weil die Quartiere regelmäßig gewechselt werden und die ungestörte Quartierfindung gewährleistet sein muss. In dieser Zone besteht eine besondere Empfindlichkeit gegenüber nutzungs- oder eingriffsbedingten Veränderungen des Waldbestandes und der Störungsarmut. Relevante Beeinträchtigungen dieser Zone sind regelmäßig als Beschädigung der Fortpflanzungsstätten anzusehen.

Neben den Wochenstubenquartieren sind die Paarungsquartiere ebenfalls als Fortpflanzungsstätten zu berücksichtigen. Auch hier ist eine ungestörte Zone von ca. 50 m Radius um die Quartiere im geschlossenen Bestand von essenzieller Bedeutung. Sie dient u. a. dazu, dass die paarungsbereiten Männchen auf Werbeflügen oder auch beim Rufen aus den Höhlen vorbeifliegende Weibchen ungestört anlocken können.

Weitere essenzielle Teilhabitats

Da Bechsteinfledermauswochenstuben kleine Aktionsräume mit Größen zwischen ca. 50 und 1.200 ha nutzen (GREENAWAY & HILL 2004, MESCHÉDE & RUDOLPH 2004), lassen sich weitere essenzielle Jagdhabitats in der Regel anhand der Waldstruktur abgrenzen. Essenziell sind die Jagdhabitats dann, wenn eine besondere Eignung besteht, die in der näheren Umgebung nicht gegeben ist, z. B. alter Laubwald umgeben von jüngeren Nadelwaldbeständen (< 60 Jahre).

Bechsteinfledermäuse fliegen überwiegend entlang von Strukturen, so dass diese eine besondere Bedeutung haben können. Es können räumlich begrenzte Flugkorridore zwischen Quartieren und Jagdhabitaten bestehen, die dann ebenfalls eine hohe Bedeutung haben und als Wanderkorridore mit essenzieller Bedeutung für die Funktion der Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu betrachten sind.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Zu den Ruhestätten der Bechsteinfledermaus gehören sowohl die Tagesschlafplätze/-quartiere als auch die Winterquartiere.

Außerhalb der Paarungszeit nutzen insbesondere die Männchen Baumhöhlenquartiere – in der Regel solitär, manchmal aber auch zu mehreren – als Tagesschlafplätze. Bei von mehreren Tieren genutzten Ruhestätten ist eine ungestörte Zone mit einem Radius von ca. 50 m um die Quartierbäume im geschlossenen Bestand für die Ruhestätte von essentieller Bedeutung, da dieser Bereich von den Tieren regelmäßig beim Schwärmen genutzt wird (vgl. auch „Fortpflanzungsstätte“). Relevante Beeinträchtigungen dieser Zone sind regelmäßig als Beschädigung der Ruhestätten anzusehen. Tagesschlafplätze, die nachweislich nur von Einzeltieren genutzt werden, bedürfen keiner solchen Zone.

Bezüglich der Winterquartiere der Bechsteinfledermäuse gibt es deutliche Kenntnislücken, weil nur ein vergleichsweise geringer Anteil der Population in Winterquartieren angetroffen wird. Typischerweise findet man regelmäßig einzelne Individuen in Stollen und Höhlen. Je nach Bedeutung des Winterquartiers ist eine ungestörte Zone von mindestens 50 m um den Haupteinflugbereich essenziell. Dieser Bereich gehört zwingend zum direkten Funktionszusammenhang des Quartiers, weil im Umfeld des Quartiereingangs das Schwärmen während der Erkundungsphase im Spätsommer/Herbst stattfindet, das zum Auffinden des Quartiers unabdingbar ist.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die lokalen Individuengemeinschaften sind jeweils getrennt nach Wochenstuben-, Paarungs- und Überwinterungsphase zu unterscheiden.

In der Wochenstubenphase ist eine einzelne Weibchenkolonie (mit den Jungtieren) als die lokale Individuengemeinschaft zu betrachten. Zwischen den verschiedenen, teilweise benachbarten Kolonien besteht in der Regel kaum oder kein Austausch. Der Aktionsraum der Kolonie lässt sich in der Regel anhand geeigneter Wald- und Gehölzbestände gut abgrenzen. In der Regel sind zusammenhängende Waldkomplexe in bis zu 2 km Entfernung vom Quartierzentrum im räumlichen Zusammenhang zu betrachten.

Paarungsgebiete der Bechsteinfledermäuse lassen sich räumlich an den geeigneten höhlenreichen Laub- oder Mischwaldgebieten abgrenzen.

Als lokale Individuengemeinschaft des Winterquartiers ist die anwesende Winterschlafgesellschaft zu bezeichnen. Die räumliche Abgrenzung bezieht sich auf das jeweilige Winterquartier. Ausnahmen sind eng benachbarte Höhlen oder Stollensysteme, die nicht sinnvoll voneinander zu trennen sind.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Eine Bewertung der Individuengemeinschaft erfolgt insbesondere anhand der Anzahl der adulten Weibchen einer Wochenstubenkolonie. Daneben sind weitere Kriterien zur Populationsstruktur, wie zum Beispiel Anzahl der Jungtiere, Jungenmortalität oder Anzahl reproduzierender Weibchen der Kolonie für eine Bewertung wesentlich.

In Paarungsgebieten werden die Anzahl der Individuen und das Geschlechterverhältnis ermittelt. In den Winterquartieren kann die Anzahl der Überwinterer ermittelt werden (Sichtbeobachtung) und durch halbquantitative Fänge in der Schwärmphase ergänzt werden.

Habitat

Die Bechsteinfledermaus gilt als „klassische Waldfledermausart“ (z. B. SCHLAPP 1990). Insbesondere während der Sommermonate lebt sie nahezu ausschließlich im Wald, deutlich seltener gibt es auch Kolonien in alten Streuobstbeständen (MESCHÉDE & HELLER 2000). Als Wochenstubenquartier dienen hauptsächlich Spechthöhlen. Im Quartierzentrum sind die Baumhöhlendichte und die Waldstruktur zwei wesentliche Bewertungskriterien. Dies gilt auch für Paarungsgebiete.

Grundlage zur Ermittlung von essenziellen Jagdhabitaten ist die Telemetrie einzelner Individuen. Darauf aufbauend können weitere essenzielle Jagdhabitats mittels Strukturkartierung erfasst und bewertet werden.

Die Bewertung von Flugkorridoren und Leitstrukturen erfolgt mittels der Einschätzung ihrer funktionalen Bedeutung sowie der Durchgängigkeit und der Vollständigkeit.

Winterquartiere werden anhand der Störungsfreiheit und mikroklimatischer Parameter bewertet. Hinzu kommt die Beurteilung der Qualität und Quantität an Versteckmöglichkeiten.

Gefährdung

Ein wesentlicher Gefährdungsfaktor ist die Intensivierung der Forstwirtschaft, insbesondere die Entfernung von Altbaumbeständen und Höhlenbäumen. Die Zerschneidung von räumlich-funktionalen Beziehungen zwischen Wochenstubenquartier und Jagdgebieten z. B. durch Straßen kann zu einer akuten Gefährdung der Kolonie werden. Auch Paarungsgebiete können durch Zerschneidung beeinträchtigt werden.

Für die Winterquartiere stellt z. B. ein regelmäßiger Besucherverkehr eine Störung der Winterschlafgesellschaft dar. Eine bauliche Veränderung im Eingangsbereich kann ebenfalls eine Gefährdung darstellen.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Verbesserung des Quartierangebotes (Fledermauskästen)

1.a Maßnahmenbeschreibung

Aufhängen von Fledermauskästen. Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren sind wenigstens zehn Kästen pro Hektar auf den geeigneten Flächen anzubringen. Die kastentragenden Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen und mit einer Plakette zu markieren. Eine Pufferzone von 100 m mit Bestandsschutz ist einzurichten. Die forstliche Nutzung dieser Zone ist entweder ganz einzustellen oder so einzuschränken, dass die Entwicklung bzw. Erhaltung eines gegenüber dem aktuellen Wert deutlich erhöhten Anteils alter Bäume dauerhaft gewährleistet ist. Die Kästen sind dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im Bereich des Quartierzentrums und angrenzend (bis ca. 100 m).

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die betroffene Kolonie bewohnt Fledermauskästen und ist keine ausschließlich Baumhöhlen nutzende Kolonie. Die Maßnahme ist in mindestens 100 bis 120-jährigen Laubwald- oder Laubmischwaldbeständen durchzuführen.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es ist von einer Dauer von zwei bis fünf Jahren bis zur Wirksamkeit auszugehen (vgl. MESCHÉDE & HELLER 2000; WEISHAAR 1996). Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Einsatz von Fledermauskästen wird insbesondere vom ehrenamtlichen Naturschutz seit vielen Jahrzehnten kontinuierlich verfolgt (KALLASCH & LEHNERT 1995; ROER 1971; SCHMIDT 1990; SCHWARTING 1994) und als geeignete Methode zur Ansiedlung angesehen. Im Rahmen des F&E-Vorhabens „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“ (MESCHÉDE & HELLER 2000) wurde jedoch festgehalten, dass der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet ist, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. Auch BRINKMANN et al. (2008) beurteilen den Einsatz von Fledermauskästen kritisch. Die Maßnahme wird hier jedoch in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird ausschließlich bei Kästen bewohnenden Kolonien als hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Forstwirtschaft zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Ein Monitoring in Form jährlicher Kontrollen der Kastennutzung ist vorzusehen. Als ergänzende Maßnahmen sind neben einer Erhöhung der Kastenzahl eine Extensivierung der Nutzung oder eine Verbesserung der Waldstruktur möglich.

1.h Weitere Anmerkungen

Da in manchen Bundesländern nur wenige Kolonien der Bechsteinfledermaus in Kästen anzutreffen sind, ist diese Maßnahme nur regional eingeschränkt anwendbar. Zudem wird der Einsatz von Kästen als Ersatzmaßnahme von Experten wegen der fehlenden Langfristigkeit eher kritisch betrachtet.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Verbesserung des Quartierangebotes (Baumhöhlen)

2.a Maßnahmenbeschreibung

Anlage neuer Baumhöhlenquartiere und Erhalt des alten Baumbestandes durch dauerhaften Nutzungsverzicht. Um ein wirksames Quartierangebot zu realisieren sind Höhlendichten von mehr als zehn pro Hektar auf den geeigneten Flächen anzustreben (vgl. MESCHÉDE & HELLER 2000). Es sind Höhlen von wenigstens 1 Liter Volumen anzulegen. Das Einflugloch hat die Größe des Einflugloches einer Buntspechthöhle. Die Höhle erstreckt sich im Baum bis zu ca. 35 cm schräg nach oben. Dadurch wird die Nutzung als Bruthöhle durch Vögel eingeschränkt. Die betroffenen Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen und mit einer Plakette zu markieren. Eine Pufferzone von 100 m mit Bestandsschutz ist einzurichten. Die forstliche Nutzung dieser Zone ist entweder ganz einzustellen oder so einzuschränken, dass die Entwicklung bzw. Erhaltung eines gegenüber dem aktuellen Wert deutlich erhöhten Anteils alter Bäume dauerhaft gewährleistet ist. Die Höhlen sind dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im Bereich des Quartierzentrums und angrenzend (bis ca. 100 m).

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Maßnahme ist in mindestens 100 bis 120-jährigen Laubwald- oder Laubmischwaldbeständen durchzuführen.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Erste Ergebnisse zeigen, dass künstlich gefräste Baumhöhlen bereits nach wenigen Wochen von höhlenbewohnenden Tierarten besiedelt werden. Auch die vereinzelte Nutzung durch Fledermäuse konnte mittels Kotspuren nachgewiesen werden (SIMON & WIDDIG GB, unveröffentlichte Daten). Aufgrund der ersten Erkenntnisse zur schnellen Annahme künstlicher Höhlen durch einzelne Fledermäuse und in Analogie zur Wirksamkeit von Fledermauskästen erscheinen drei bis fünf Jahre als Entwicklungsdauer realistisch. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist daher als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist noch gering, weil gerade die Erprobungsphase läuft. Bislang wurde belegt, dass Kleinvögel die Höhlen bereits nach wenigen Tagen als Schlaf- und Brutplätze

nutzen und nach mehreren Monaten vereinzelte Fledermäuse (SIMON & WIDDIG GBR unveröffentlichte Daten). Somit ist eine Nutzung durch Fledermäuse nachgewiesen. Jedoch fehlen noch artspezifische und ausreichende Datengrundlagen. Die Experten-Einschätzungen sind bisher sehr unterschiedlich (Ergebnis Workshop 2008), so dass nur eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit angenommen werden kann.

2.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Forstwirtschaft zu erwarten.

2.g Risikomanagement

Ein jährliches Monitoring ist vorzusehen. Als weitere Maßnahmen im Risikomanagement kann die Verbesserung der Waldstruktur vorgesehen werden.

2.h Weitere Anmerkungen

Die „Kunsthöhlen“ in Bäumen sind äußerlich nicht von Spechthöhlen zu unterscheiden. Die Ähnlichkeit mit Naturhöhlen ist größer als bei Kästen. Es liegen jedoch nur wenige Erfahrungen bezüglich der Nutzung derartiger Kunsthöhlen vor. Im Vergleich zu Naturhöhlen könnten bei jungen Höhlen noch Unterschiede bezüglich Mikroklima und Holzkonsistenz bestehen. Jedoch ist vor dem Hintergrund von Analogieschlüssen die Eignung wahrscheinlich, da eine hohe Ähnlichkeit zu natürlichen Baumhöhlen herstellbar ist. Dies bringt vor allem Vorteile für Kolonien, von denen keine Kästen angenommen werden, weil sie nur Baumhöhlen besiedeln (s.o.). Sollte das spezielle Mikroklima von Baumhöhlen ein wichtiger Grund für die Besiedlung durch Fledermäuse sein, so ist eine gegenüber Nistkästen bessere Eignung der Kunsthöhlen wahrscheinlich. Die regelmäßig eingesetzten und vielfach angenommenen Holzbeton-Kästen weisen in jedem Falle ein anderes Mikroklima als Baumhöhlen (künstlich oder vom Specht erstellt) auf.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

3. Maßnahme: Neuschaffung und Verbesserung von Jagdhabitaten

3.a Maßnahmenbeschreibung

Geeignet sind überwiegend waldbauliche Maßnahmen. Dazu zählen die Entnahme von Fremdgehölzen, insbesondere Fichten, in Laubwaldbeständen, das Freistellen von älteren, eingewachsenen Eichen, das Auflichten von dichten Beständen, die forstliche Extensivierung, die Nutzungsaufgabe oder die Förderung von Totholz sowie die Anlage von Stillgewässern im Wald. Die Maßnahme wäre v. a. geeignet, wenn essenzielle Nahrungshabitats verloren gehen bzw. wenn diese nachweislich den bestandslimitierenden Faktor darstellen.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im Bereich des Quartierzentrums und angrenzend (bis ca. 500 m).

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Angrenzend zum Quartierzentrum muss sich ein strukturell geeigneter Waldstandort befinden,

in dem Maßnahmen zur Aufwertung erfolgen können. Die Bestände sollen nicht durch größere Offenlandbereiche voneinander getrennt sein.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es ist davon auszugehen, dass die Entwicklungsdauer dieser Maßnahme bis zur Wirksamkeit 20-30 Jahre beträgt und damit als lang einzustufen ist (AG FLEDERMÄUSE 2008).

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Dieser Maßnahmentyp wird spätestens seit den Vorschlägen von MESCHÉDE & HELLER (2000) diskutiert und teilweise angewendet, ist aber noch nicht erprobt (wissenschaftlicher Wirksamkeitsbeleg steht noch aus). Insbesondere der Nutzungsverzicht oder der Erhalt von Altholzbeständen wird grundsätzlich positiv eingeschätzt (vgl. KALLASCH & LEHNERT 1995; BRINKMANN et al. 2009). Aufgrund der langen Entwicklungsdauer gibt es jedoch überwiegend negative Einschätzungen der Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (AG FLEDERMÄUSE 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als mittel einzustufen.

3.f Zielkonflikte

Forstwirtschaft.

3.g Risikomanagement

Ein jährliches Monitoring ist vorzusehen. Als Risikomanagement ist eine Erweiterung der Maßnahmen, insbesondere zur Extensivierung der Bestände möglich.

3.h Weitere Anmerkungen

Aufgrund der Empfindlichkeit der Art gegenüber Zerschneidungen, ist es in einzelnen Sonderfällen denkbar, dass durch eine Entschneidung eines Lebensraumes (z. B. durch Bau von Querungshilfen) geeignete Lebensräume kurzfristig zur Verfügung gestellt werden können. In entsprechenden Sonderfällen ist eine kurzfristige Wirksamkeit möglich.

Im Hinblick auf die lange Entwicklungszeit ist es möglich, dass in Kombination mit der Quartierneuschaffung (Maßnahmen 1 oder 2) eine schnellere Wirksamkeit erreicht wird. Die Kenntnisse darüber sind jedoch noch gering.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der nur langfristigen Wirksamkeit trotz der prinzipiellen mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

4. Maßnahme: Neuanlage und/oder Optimierung von Winterquartieren

4.a Maßnahmenbeschreibung

Winterquartiere werden neu angelegt oder bisher für Fledermäuse unzugängliche Keller/Stollen geöffnet. Aufgrund der mikroklimatischen Ansprüche an ein Winterquartier muss dieses in der Regel unterirdisch angelegt werden. Bei oberirdischer Anlage muss es abschließend mit Erde überdeckt werden. Dadurch wird gewährleistet, dass sowohl die Frostsicherheit als auch die hohe Luftfeuchtigkeit hinreichend gesichert sind. Darüber hinaus sind ein ausreichendes Angebot an Versteckmöglichkeiten und ein Störungen minimierender Eingang (z. B. Gitter) zu schaffen. Bei einer Optimierung eines bestehenden Winterquartiers

werden die vorhandenen Defizite der genannten Faktoren behoben. Es kann auch eine Teilverlegung eines Winterquartieres in einen Neubau erfolgen, der an das zum Teil weiter bestehende alte Quartier angrenzt.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Um eine schnelle Annahme zu erreichen, sollte das Quartier nicht weiter als 100 m vom vorhandenen Winterquartier entfernt sein. Bei einem Ersatz eines zum Teil weiter bestehenden Quartieres grenzt der Neubau direkt an das ursprüngliche Quartier. Die Optimierungsmaßnahmen werden in einem bestehenden Winterquartier durchgeführt.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Im Vordergrund stehen die relative Ungestörtheit des Einflugbereichs und der näheren Umgebung. Zudem ist eine gute strukturelle Anbindung des Quartieres über Leitlinien an seine Umgebung günstig bzw. erstrebenswert.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bisherige Erfahrungen haben gezeigt, dass Fledermäuse neu angebotene Strukturen in Winterquartieren sehr kurzfristig, nämlich im Winter nach der Installation, annehmen (z. B. HÜBNER & PAPADOPUOLOS 1997; KALLASCH & LEHNERT 1995). Vollständig neu gebaute Quartiere in einer Straßenböschung wurden innerhalb von vier Jahren nach Fertigstellung von ersten Fledermäusen angenommen (SIMON & WIDDIG GbR, unveröffentlichte Daten). Auch KLAWITTER (1988) berichtet von einer „sehr schnellen“ Annahme von Neu- und Umbauten. Im Analogieschluss kann für die Bechsteinfledermaus mit einer relativ kurzfristigen Nutzung eines neu geschaffenen Winterquartieres innerhalb eines Zeitraumes von bis zu fünf Jahren gerechnet werden. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es gibt gute Kenntnisse insbesondere im Hinblick auf die Optimierung von bestehenden Winterquartieren, die regelmäßig erfolgreich sind (z. B. KLAWITTER 1988). Neuanlagen von Winterquartieren wurden seit den 1980er Jahren verschiedentlich durchgeführt und gelten als erfolgsversprechend, wenn sie auch selten vollständig beschrieben wurden (BADE 1991). Im Hinblick auf die Bechsteinfledermaus belegen auch die Ergebnisse des Expertenworkshops erfolgreiche Beispiele (AG FLEDERMÄUSE 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme ist als hoch einzustufen.

4.f Zielkonflikte

-

4.g Risikomanagement

Ein Monitoring ist erforderlich, für das Risikomanagement sollten weitere Schritte zur Optimierung des Winterquartiers einplant werden.

4.h Weitere Anmerkungen

Eine Neuanlage eines Winterquartieres ist nur für kleine Winterschlafgesellschaften von bis zu insgesamt ca. 80 Fledermäusen (verschiedener Arten) denkbar. Für größere winterliche Ansammlungen von Fledermäusen ist nach Experteneinschätzung (AG FLEDERMÄUSE 2008) kaum eine entsprechende vorgezogene Ausgleichsmaßnahme denkbar.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Im Falle einer Neuanlage ist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung gegeben.

Eignung: Hoch (bei Neuanlage mittel)

Fazit

Für die baumhöhlenbewohnende Bechsteinfledermaus gibt es im Hinblick auf die Wochenstubengesellschaft nur wenige Kenntnisse über geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen. Die Schaffung von Baumhöhlen mittels Fräsen erscheint eine erfolgversprechende Maßnahme, die jedoch durch Monitoring belegt werden muss. Lediglich bei Kästen bewohnenden Kolonien ist es einfacher, wirksame Maßnahmen durchzuführen.

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen im Zusammenhang mit Winterquartieren sind, insbesondere bei kleineren Winterschlafgesellschaften, überwiegend gut geeignet.

Eine Neuschaffung bzw. Verbesserung von Jagdhabitaten (u.a. auch Nutzungsverzicht) ist aufgrund der langen Entwicklungsdauer als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme wenig geeignet. In Kombination mit der Neuschaffung von Quartieren ist diese Maßnahme günstiger zu bewerten.

Literaturverzeichnis

- AG FLEDERMÄUSE (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Fledermäuse, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- BADE, W. (1991): Drei Winterquartiere in Neuenkirchen, Landkreis Soltau-Fallingb. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 26: 25-27.
- 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: 134 Seiten.
- GREENAWAY, F. & HILL, D. (2004): Woodland management advice for Bechstein's bat and barbastelle bat. English Nature Research Reports 658: 29.
- HÜBNER, G. & PAPADOPUOLOS, D. (1997): Optimierung von Fledermaus-Winterquartieren. Naturschutz und Landschaftsplanung 29: 17-20.
- KALLASCH, C. & LEHNERT, M. (1995): Fledermausschutz und Fledermausforschung in Berlin. Berliner Naturschutzblätter 39: 272-292.
- KLAWITTER, J. (1988): Einrichtung von Fledermausquartieren. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 81: 73-76.
- MESCHEDE, A. & HELLER, K.-G. (2000): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz Heft 66, Bonn, 374 Seiten.
- MESCHEDE, A. & B.-U. RUDOLPH (Hrsg.) (2004): Fledermäuse in Bayern, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 411 Seiten.
- ROER, H. (1971): Weitere Ergebnisse und Aufgaben der Fledermausberingung in Europa. Decheniana Beiheft 18: 121-144.

- SCHLAPP, G. (1990): Populationsdichte und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818) im Steigerwald (Forstamt Ebrach). *Myotis* 28: 39-58.
- SCHMIDT, A. (1990): Fledermausansiedlungsversuche in ostbrandenburgischen Kiefernforsten. *Nyctalus* 3: 177-207.
- SCHWARTING, H. (1994): Erfahrungen mit Fledermauskästen in einer hessischen Region. In: AGFH (Hrsg.). *Die Fledermäuse Hessens*, Seiten 159-166. Verlag Manfred Hennecke, Remshalden-Buoch.
- WEISHAAR, M. (1996): Status der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) im Westen von Rheinland-Pfalz. *Nyctalus* 6: 121-128.

Großes Mausohr – *Myotis myotis*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	V, Vorwarnliste

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Fortpflanzungsstätten des Großen Mausohres sind Wochenstubenquartiere und Paarungsquartiere. Eine ungestörte Zone von 50 m um das Wochenstuben- oder Paarungsquartier ist von essenzieller Bedeutung für die Fortpflanzungsstätte, da dieser Bereich regelmäßig von den Tieren beim Schwärmen genutzt wird. Das Schwärmverhalten ist wesentlicher Bestandteil der Quartierfindung und der innerartlichen Kommunikation der Tiere. Im Einzelfall kann es notwendig sein, diese Zone an die örtlichen Gegebenheiten anzupassen. In dieser Zone besteht eine besondere Empfindlichkeit gegenüber nutzungs- oder eingriffsbedingten Veränderungen der Umgebung und der Störungsarmut. Relevante Beeinträchtigungen dieser Zone sind regelmäßig als Beschädigung der Fortpflanzungsstätten anzusehen.

Das Große Mausohr ist eine Gebäudefledermaus: Im Regelfall sind Wochenstubenkolonien auf Ortslagen beschränkt. Vereinzelt konnten kleine Wochenstuben in Fledermauskästen im Wald gefunden werden (HAENSEL 1974; HORN 2005). Hauptsächlich werden Wochenstubenquartiere mit mehreren Hangplätzen genutzt.

Auch bei Paarungsquartieren im Wald (Baumhöhlen oder auch Kästen) ist eine ungestörte Zone von 50 m essenziell. Sie dient u. a. dazu, dass die paarungsbereiten Männchen auf Werbeflügen oder auch beim Rufen aus den Höhlen vorbeifliegende Weibchen ungestört anlocken können.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Weitere essenzielle Teilhabitate im Zusammenhang mit der Fortpflanzungsstätte sind die Hauptflugrouten, die zum Wechsel zwischen Wochenstubenquartier und Jagdgebiet genutzt werden. Als überwiegend strukturgebunden fliegende Art nutzt das Große Mausohr traditionelle Flugrouten, die zum Teil entlang von Gehölzstrukturen oder Gewässern führen (FGSV 2008).

Aufgrund des großen Aktionsraumes des Großen Mausohres ist eine generelle Abgrenzung essenzieller Nahrungsgebiete nicht möglich. Es kann aber nicht ausgeschlossen werden, dass im Einzelfall ein bestimmtes Nahrungshabitat essenziell für die Funktion der Fortpflanzungsstätte ist.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Zu den Ruhestätten des Großen Mausohres gehören sowohl die Tagesschlafplätze/-quartiere im Wald oder an Gebäuden als auch die Winterquartiere.

Bei von mehreren Tieren genutzten Tagesquartieren im Wald ist eine ungestörte Zone von 50 m essenziell, damit die Tiere ungestört im Bereich des Quartieres schwärmen können.

Tagesschlafplätze, die nachweislich nur von Einzeltieren und ohne Fortpflanzungs- und Paarungsfunktion genutzt werden, bedürfen keiner solchen Zone.

Die Winterquartiere befinden sich überwiegend in unterirdischen Höhlen, Kellern oder Stollen. Die Ruhestätte umfasst das gesamte Winterquartier. Auch hier ist eine ungestörte Zone von mindestens 50 m um den Haupteinflugbereich essenziell. Dieser Bereich gehört zwingend zum direkten Funktionszusammenhang des Quartiers, weil im Umfeld des Quartiereingangs das Schwärmen während der Erkundungsphase im Spätsommer/Herbst stattfindet, das zum Auffinden des Quartiers unabdingbar ist.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Aufgrund der komplexen Biologie des Großen Mausohres kann die lokale Individuengemeinschaft nicht pauschal abgegrenzt werden. Ihre Zusammensetzung unterliegt im Verlauf der Jahreszeiten starken Wechseln. Daher sind Wochenstuben, Paarungsquartiere und Winterquartiere jeweils als eigene lokale Individuengemeinschaften anzusprechen.

Im Sommer bilden die weiblichen Großen Mausohren eine lokale Individuengemeinschaft in Form der Wochenstubenkolonie. In der Regel wird ein einziges Wochenstubenquartier auf einem Dachboden mit verschiedenen Hangplätzen (seltener sonstige Hohlräume im Dachbereich oder in/an Brücken) genutzt. Zwar besteht ein Austausch von Individuen zwischen nahe beieinander liegenden Kolonien (Kolonieverbund), aber ein regelmäßiger Quartierwechsel der Kolonie innerhalb eines Sommers findet nicht statt. Jede Wochenstubenkolonie bildet eine lokale Individuengemeinschaft.

Zudem gibt es Paarungsgebiete von Großen Mausohren, in denen sich mehrere Paarungsquartiere befinden und die sich räumlich als abgeschlossener Waldbestand abgrenzen lassen (SIMON & WIDDIG GBR 2007, 2008a). In diesem Fall gehören sämtliche Große Mausohren des Paarungsgebietes zu einer lokalen Individuengemeinschaft.

Als lokale Individuengemeinschaft des Winterquartiers ist die anwesende Winterschlafgesellschaft zu bezeichnen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Eine Bewertung der Individuengemeinschaft erfolgt aufgrund der Größe der Wochenstubenkolonie. Hier ist die Anzahl der adulten, weiblichen Tiere in einer Kolonie die Messgröße. Daneben sind Kriterien zur Populationsstruktur, wie zum Beispiel Anzahl der Jungtiere, Mortalität der Jungtiere oder Anzahl reproduzierender Weibchen der Kolonie für eine Bewertung wesentlich.

In Paarungsgebieten wird die Anzahl der Großen Mausohren ermittelt.

In den Winterquartieren kann die Anzahl der Großen Mausohren ermittelt (Sichtbeobachtung) und durch halbquantitative Fänge in der Schwärmphase ergänzt werden. Hierbei ist zu beachten, dass die winterliche Kontrolle bei Außentemperaturen unter 0° C stattfinden sollte.

Habitat

Zur Bewertung des Habitats wird die Ausstattung des Wochenstubenquartiers erhoben. Anzahl (und Qualität) der Mikrostrukturen (Hangplätze), die Temperaturverhältnisse und Anzahl und Art der Ein- und Ausflugöffnungen werden als Kriterien zur Bewertung herangezogen.

Die Habitatqualität der essenziellen Jagdhabitate ist über eine Habitatstrukturkartierung mittels Luftbild- und Forsteinrichtungsauswertung häufig hinreichend ermittelbar. Über die Notwendigkeit der genaueren Kartierung der essenziellen Habitate vor Ort muss im Einzelfall entschieden werden.

Die Großen Mausohren nutzen zwischen Wochenstubenquartieren und Jagdhabitaten traditionelle Flugrouten. Hierzu gehören insbesondere Leitstrukturen wie z. B. Gehölze. Die Bewertung erfolgt über die funktionale Bedeutung sowie über Ausprägung (Qualität und Geschlossenheit) dieser Leitstrukturen.

Die Kriterien zur Bewertung von Winterquartieren sind der Grad der Störungsfreiheit, sowohl im Quartier als auch im näheren Umfeld des Einflugbereichs, die Temperaturverhältnisse und Qualität und Quantität der Versteckmöglichkeiten bzw. Hangplätze.

Gefährdung

Als Gefährdung ist vornehmlich die Zerstörung oder Beeinträchtigung von Quartieren durch Sanierung oder Renovierung der Gebäude zu nennen. Es werden zunehmend Dachböden ausgebaut oder die Fledermäuse werden aufgrund ihres Geruchs, ihrer Geräusche und der Kotproduktion als Belästigung empfunden und vertrieben (SIMON et al. 2004). Darüber hinaus kann der Einsatz von Holzschutzmitteln auf Dachböden zur Vergiftung der Tiere führen. Eine weitere Gefährdung stellt die Intensivierung bzw. Änderung der Forstwirtschaft dar, die zu einem Verlust von Baumhöhlen und je nach Größenordnung zu einer Verminderung der Nahrungsgrundlage führen kann (SIMON & BOYE 2004). Eine Zerschneidung der räumlich-funktionalen Beziehungen zwischen Wochenstubenquartier und Jagdgebiet z. B. durch Straßen kann zu einer Gefährdung der Kolonie führen.

Für die Winterquartiere stellt z. B. ein regelmäßiger Besucherverkehr eine Störung der Winterschlafgesellschaft dar. Eine bauliche Veränderung im Eingangsbereich kann ebenfalls eine Gefährdung bedeuten.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Optimierung des Wochenstubenquartiers

1.a Maßnahmenbeschreibung

Im Rahmen dieser Maßnahme wird bei einer Beschädigung durch ein Projekt, einer ungünstigen Beschaffenheit der Hangplätze oder Hangplatzmangel eine Optimierung und/oder Erweiterung der Hangplätze durchgeführt. Zudem werden gegebenenfalls Defizite im Hinblick auf das Mikroklima, die Ungestörtheit und die Ein- und Ausflugöffnungen beseitigt.

Große Mausohren hängen frei an Dachlatten, am Gebälk und zum Teil direkt an den Dachziegeln. Berichte zu verschiedenen Maßnahmen der Quartieroptimierung, die im Rahmen von Renovierungen von Wochenstubenquartieren durchgeführt wurden, finden sich bei BLOHM et al. (2005) und SAUERBIER et al. (2005). Nach Ermittlung der aktuellen Nutzung der Ein- und Ausflughöffnungen sollte die Eulen- und Taubensicherung der Öffnungen überprüft werden. Verschiedene Vorschläge zu entsprechenden Konstruktionen finden sich im Baubuch Fledermäuse (DIETZ & WEBER 2000).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Sämtliche Maßnahmen müssen im bekannten Wochenstubenquartier durchgeführt werden.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen Möglichkeiten zur Optimierung bestehen. Eine Auswahl an verschiedenen Hangplätzen, die aufgrund ihrer Exposition unterschiedliche Temperaturen aufweisen, und eulen- bzw. taubensichere Einflughöffnungen sind optimal für ein Wochenstubenquartier. Zudem sollte das Quartier frei von Störungen (ungenutzt) und zugluftfrei sein.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme wird vor Beginn der Wochenstubenzeit während der Abwesenheit der Großen Mausohren durchgeführt und ist kurzfristig wirksam. Mit Einzug in das Wochenstubenquartier können die Mausohren die optimierten oder neuen Hangplätze nutzen. Es ist davon auszugehen, dass die Tiere die neuen Hangplätze innerhalb von fünf Jahren annehmen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach bisherigen Erkenntnissen werden neue Hangplatzangebote von Großen Mausohren angenommen (z. B. BLOHM et al. 2005; SAUERBIER et al. 2005). Zunächst kann eine Erhöhung des Hangplatzangebotes dazu führen, dass insgesamt mehr Große Mausohren in dem Quartier Platz finden. Darüber hinaus ist die erhöhte Variabilität der mikroklimatischen Verhältnisse an den Hangplätzen günstig für die bestehende Kolonie. Eine Optimierung der Einflugsituation, z. B. durch eine Verhinderung des Einflugs von Eulen oder Tauben, kann sich positiv auf die Kolonie auswirken (DIETZ & WEBER 2000). Eingezogene Zwischendecken wurden von zahlreichen Wochenstubenkolonien toleriert (SAUERBIER et al. 2005). Da im Rahmen von Renovierungsmaßnahmen von Wochenstubenquartieren des Großen Mausohres neue Hangplatzangebote angenommen wurden, ist davon auszugehen, dass bei einer Optimierung eines bestehenden Quartieres mit den gleichen Mitteln diese Angebote ebenso gut angenommen werden. Je größer die Wochenstubenkolonie und je kleiner das Angebot an bestehenden Hangplätzen, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass neu angebotene Strukturen von den Großen Mausohren angenommen werden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme ist aufgrund der vorhandenen Wirksamkeitsbelege als sehr hoch einzuschätzen.

1.f Zielkonflikte

Es können Zielkonflikte mit den Gebäudeeigentümern entstehen.

1.g Risikomanagement

Mit Hilfe eines Monitorings muss die Optimierung des Wochenstubenquartieres überprüft werden. Im Rahmen des Risikomanagements sind ggf. weitere Optimierungen vorzunehmen.

1.h Weitere Anmerkungen

Bei einer Erweiterung von Ein- und Ausflugöffnungen ist unbedingt darauf zu achten, dass die bisher genutzten Öffnungen unverändert erhalten bleiben.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist nach dem derzeitigen Kenntnisstand aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch

2. Maßnahme: Umsiedlung von Kolonien

2.a Maßnahmenbeschreibung

Diese Maßnahme kann nur durchgeführt werden, wenn ein Ausweichquartier der Kolonie bekannt ist, in das die Tiere umgesiedelt werden können. Bei einer aktiven Umsiedlung werden Große Mausohren einer Kolonie tagsüber im Quartier eingesammelt und in das Ausweichquartier verbracht. Danach muss das Ausweichquartier zunächst verschlossen bleiben, damit die Tiere nicht tagsüber ausfliegen. Das neue Quartier wird am selben Abend mit Einbruch der Dämmerung geöffnet. Um die Rückkehr in das alte Quartier zu verhindern, muß auch dieses verschlossen werden. Dabei ist selbstverständlich sicherzustellen, dass alle Tiere abgefangen wurden.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Umsiedlung muss im Aktionsraum der betroffenen Kolonie stattfinden.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Großen Mausohren werden in ein ihnen bekanntes Ausweichquartier umgesiedelt. Es muss ein Ausweichquartier mit optimalen Bedingungen (vgl. Maßnahme 1) vorhanden sein. Ein Versuch, eine Kolonie des Großen Mausohres ohne ein vorhandenes, bekanntes Ausweichquartier umzusiedeln, gelang bisher nicht (BIEDERMANN et al. 2007).

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Eine erfolgreiche Umsiedlung mit einer dauerhaften Annahme des Quartieres ist relativ unwahrscheinlich. Wie lange es dauert, bis ein Ausweichquartier dauerhaft angenommen wird, lässt sich nur schwer vorhersagen. Die Besiedlung von Ersatzquartieren nach Renovierungsmaßnahmen am ursprünglichen Quartier dauerte bis zu fünf Jahre und es kamen zunächst nur wenige Große Mausohren wieder zurück (BLOHM et al. 2005). Die Dauer bis zur Wirksamkeit bei einer vollständigen Umsiedlung wird daher derzeit auf mehr als zehn Jahre eingeschätzt. Die Maßnahme ist nur langfristig wirksam.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach dem derzeitigen Kenntnisstand ist eine erfolgreiche Umsiedlung einer Kolonie sehr unwahrscheinlich. Bisherige Umsiedlungsversuche mit Großen Mausohren erwiesen sich als schwierig bzw. sind nicht geglückt (BIEDERMANN et al. 2007; HERMANN & POMMERANZ 1999). Es hat sich gezeigt, dass Große Mausohren eine hohe Orts- und Kolonietreue aufweisen und über Jahrzehnte hinweg immer wieder dasselbe Wochenstubenquartier aufsuchen. Das Angebot eines Ersatzquartiers (gegebenenfalls auch temporär) am selben Ort ist

erfolgsversprechender (s. Maßnahme 3), da die Tiere traditionsbedingt immer wieder an der Stelle ihres ursprünglichen Quartiers nach einer Quartiermöglichkeit suchen (BLOHM et al. 2005; SIMON & WIDDIG GBR 2008b). Es besteht nach derzeitigem Kenntnisstand keine Erfolgswahrscheinlichkeit.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

2.h Weitere Anmerkungen

Da die Chancen auf eine erfolgreiche Umsiedlung einer Mausohrkolonie sehr gering bis gar nicht vorhanden sind, ist immer zuvor zu prüfen, inwiefern es möglich ist ein Ersatzquartier oder ein temporäres Ersatzquartier mit zeitlichem Vorlauf am selben Ort anzubieten (s. Maßnahme 3). Ist kein Ausweichquartier bekannt, ist von einem Umsiedlungsversuch abzuraten, da eine misslungene Umsiedlung mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem Erlöschen der betroffenen Kolonie führt (vgl. BIEDERMANN et al. 2007).

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist beim derzeitigen Kenntnisstand keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5), da eine echte Umsiedlung von Großen Mausohren kaum möglich ist.

Eignung: Keine

3. Maßnahme: Schaffung eines temporären Ersatzquartiers (Sommerquartier) am Ort der Beeinträchtigung

3.a Maßnahmenbeschreibung

Die Wochenstubenquartiere der Großen Mausohren befinden sich überwiegend auf großen Dachböden von Gebäuden aber auch regelmäßig in Hohlräumen großer Brücken. Die Tages-schlafplätze der Männchen befinden sich in Baumhöhlen, auf Dachböden und auch in Brückenhohlräumen, wo sie Einzelhangplätze nutzen. Das Sommerquartier in einem Gebäude, das den Großen Mausohren aufgrund des Eingriffs vorübergehend nicht zur Verfügung steht, wird durch ein neues Quartier mit möglichst ähnlicher Ausstattung in unmittelbarer Nähe temporär ersetzt (vgl. z. B. HESSISCHES LANDESAMT FÜR STRAßEN- UND VERKEHRSWESEN (2009)). Bei Wochenstuben soll die Anzahl der Weibchen 200 nicht überschreiten. Eine weitere Bedingung für die Wirksamkeit der Maßnahme bei Wochenstuben ist die Existenz eines Ausweichquartiers. Dieses Ausweichquartier kann eine bestehende Wochenstubenkolonie in der Nähe sein (im Aktionsraum), mit der regelmäßiger Austausch nachgewiesen wurde. Die Maßnahme ist zeitlich auf ca. ein Jahr beschränkt. Das heißt, dass das Ersatzquartier bereits mehrere Jahre vor dem Eingriff aufgebaut werden sollte, aber der temporäre Verlust des eigentlichen Quartiers durch den Eingriff nur ein Jahr andauern darf. Danach muss ein Quartier an der ursprünglichen Stelle wieder nutzbar sein.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Das Ersatzquartier muss direkt am oder im bestehenden Quartier angebracht bzw. errichtet werden. Auf diese Weise erhöht sich die Wahrscheinlichkeit, dass das neue Quartier erkundet und genutzt wird. Der Faktor der räumlichen Nähe zum ursprünglichen Quartier ist bei dieser Maßnahme wesentlich für die Wirksamkeit.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Das Ersatzquartier muss ein geeignetes Mikroklima aufweisen und ausreichende Hangplätze zur Verfügung stellen (vgl. Maßnahme 1). Im Hinblick auf seine Ausstattung sollte es sich am aktuell genutzten Quartier orientieren.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Fertigstellung der Maßnahme sollte zwischen zwei aufeinander folgenden Wochenstubenzeiten erfolgen, damit das Ersatzquartier den Großen Mausohren zu Beginn der Aktivitätsperiode (nach dem Winterschlaf) zur Verfügung steht. Eine Besiedlung kann innerhalb eines Jahres erfolgen, aber auch bis zu fünf Jahre dauern. Aufgrund hoher Traditionsbildung bei Großen Mausohren werden auch verwaiste Quartiere, die erneut zugänglich gemacht werden, wieder angenommen (SIMON et al. 2004). Die Maßnahme wird als kurzfristig wirksam eingestuft.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Erfahrungen zu einer derartigen Maßnahme liegen bisher nicht vor. Allerdings wurden im Rahmen von Renovierungsmaßnahmen Teile von Wochenstubenquartieren saniert und alte Strukturen durch neue ersetzt. Bei einer kompletten Renovierung eines Dachbodens inklusive Veränderung der Lichtverhältnisse durch Einsetzen von Fenstern erfolgte die Wiederbesiedlung des Quartieres nach zwei Jahren mit geringerer Individuenzahl. Dabei nutzten die Fledermäuse Bereiche, an denen vor der Renovierung Hangplätze waren (BLOHM et al. 2005). Nach einem vollständigen Abriss eines Wochenstubengebäudes wurde ein etwa 100 m entferntes Ersatzquartier von den Großen Mausohren nicht angenommen. Ein weiteres Ersatzquartier stand nach drei Jahren an der Stelle des ursprünglichen Wochenstubengebäudes wieder zur Besiedlung bereit. Nach mehreren Optimierungsmaßnahmen konnten in diesem Quartier zwei Jahre später 15 Tiere beobachtet werden (BLOHM et al. 2005). Die Kenntnis eines bestehenden Ausweichquartiers erhöht die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme weil ein temporäres Ausweichen in dieses Quartier möglich ist. Die Wirksamkeitsbelege für diese Maßnahme sind noch nicht ausreichend und teils widersprüchlich. Da die Experteneinschätzung aber grundsätzlich positiv ist, wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als mittel eingestuft.

3.f Zielkonflikte

Es können Konflikte mit dem Eigentümer des betroffenen Gebäudes entstehen.

3.g Risikomanagement

Diese Maßnahme ist nicht erprobt und muss daher durch ein geeignetes Monitoring, und gegebenenfalls durch weitere Maßnahmen, abgesichert werden.

3.h Weitere Anmerkungen

Bei dieser Maßnahme sind zwei Punkte für einen Erfolg wesentlich: Zum einen muss sich das Ersatzquartier in unmittelbarer Nähe zum ursprünglichen Quartier befinden. Zum anderen

müssen geeignete Hangplätze vorhanden sein.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Der Bau eines temporären Ersatzquartieres weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

4. Maßnahme: Optimierung des Paarungsquartiers (in Gebäuden)

4.a Maßnahmenbeschreibung

Optimierung und/oder Erweiterung der Hangplätze auf einem Dachboden (s. Maßnahme 1), der als Paarungsquartier und unter Umständen auch gleichzeitig als Wochenstubenquartier genutzt wird. Häufig findet die Paarung in den Sommerquartieren der Männchen statt (Meschede & Rudolph 2004).

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme wird in einem bekannten Quartier durchgeführt.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen Möglichkeiten zur Optimierung bestehen.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Dauer bis zur Wirksamkeit der Maßnahme kann bis zu fünf Jahren betragen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Über die Erfolgsaussichten einer Schaffung von Paarungsquartieren in Gebäuden ist derzeit nichts bekannt. Da neue Hangplatzangebote in Sommerquartieren grundsätzlich angenommen werden (vgl. Maßnahme 1), ist davon auszugehen, dass diese bei Bedarf auch als Paarungsquartier genutzt werden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird aufgrund fehlender Wirksamkeitsbelege und der Kenntnisdefizite zu den spezifischen Ansprüchen der Art nur als mittel eingestuft.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

4.g Risikomanagement

Diese Maßnahme ist nicht erprobt und muss daher durch ein geeignetes Monitoring abgesichert werden.

4.h Weitere Anmerkungen

Diese Maßnahme dient dazu, die bestehende Individuenzahl in einem Paarungsquartier zu erhöhen und damit einen Ausgleich für den Verlust an einer anderen Stelle auszugleichen. Siehe auch Maßnahme 1.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

5. Maßnahme: Neuschaffung und Erhalt von Paarungsquartieren im Wald (Fledermauskästen)

5.a Maßnahmenbeschreibung

Installation von Fledermauskästen und Erhaltung des alten Baumbestandes im Paarungsgebiet. Es sollten mindestens zehn Fledermauskästen in unmittelbarer Nähe zueinander angebracht werden. Voraussetzung ist, dass bereits Kasten bewohnende Große Mausohren im Gebiet bekannt sind. Die kastentragenden Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen und mit einer Plakette zu markieren. Eine Bestandsschutzzone mit einem Radius von 100 m ist einzurichten. Die forstliche Nutzung dieser Zone ist entweder ganz einzustellen oder so einzuschränken, dass die Entwicklung bzw. Erhaltung eines gegenüber dem aktuellen Wert deutlich erhöhten Anteils alter Bäume dauerhaft gewährleistet ist. Die Kästen sind dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Neuanlage der Paarungsquartiere wird nur in Waldbeständen durchgeführt, die als Paarungsgebiet bekannt sind.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Waldbestände sollten mindestens 80 bis 120 Jahre alt sein.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Der Erhalt der alten Waldbestände im Paarungsgebiet wirkt sofort. Eine Besiedlung von Kästen erfolgt in bis zu fünf Jahren. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es ist bekannt, dass Große Mausohren regelmäßig Vogel- und Fledermauskästen als Paarungsquartier nutzen (HAENSEL & ITTERMANN 2005). Da Fledermauskästen bereits nachweislich von Großen Mausohren als Paarungsquartier angenommen werden, ist davon auszugehen, dass die Maßnahme Aussicht auf Erfolg hat. Im Rahmen des F&E-Vorhabens „Untersuchungen und Empfehlungen zur Erhaltung der Fledermäuse in Wäldern“ (MESCHÉDE & HELLER 2000) wurde jedoch festgehalten, dass der Einsatz von Nistkästen nicht geeignet ist, um langfristig den Mangel an natürlichen Höhlen auszugleichen. Auch BRINKMANN et al. (2008) beurteilen den Einsatz von Fledermauskästen kritisch. Die Maßnahme wird hier jedoch in der Form vorgeschlagen, dass zumindest der den Kasten tragende Baum – besser noch ein entsprechender Waldbestand – dauerhaft aus der Nutzung genommen wird. Sind im Gebiet Kasten bewohnende Mausohren bekannt, so wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingestuft.

5.f Zielkonflikte

Es können Zielkonflikte mit der Forstwirtschaft entstehen.

5.g Risikomanagement

Die Nutzung von Fledermauskästen durch Große Mausohren ist zwar belegt, aber dennoch ist diese Maßnahme nicht systematisch erprobt worden. Ein Monitoring in Form jährlicher Kontrollen der Kastennutzung ist vorzusehen. Als ergänzende Maßnahmen sind neben einer Erhöhung der Kastenanzahl eine Extensivierung der Nutzung oder eine Verbesserung der Waldstruktur möglich.

5.h Weitere Anmerkungen

Der Einsatz von Kästen als Ersatzmaßnahme wird von Experten wegen der fehlenden Langfristigkeit eher kritisch betrachtet.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

6. Maßnahme: Neuschaffung und Erhalt von Paarungsquartieren im Wald (Baumhöhlen)

6.a Maßnahmenbeschreibung

Anlage neuer Baumhöhlenquartiere und Erhalt des alten Baumbestandes im Paarungsgebiet durch dauerhaften Nutzungsverzicht. Es sollten mindestens zehn Höhlen in unmittelbarer Nähe zueinander geschaffen werden. Es sind Höhlen von wenigstens 1 Liter Volumen anzulegen. Das Einflugloch hat die Größe des Einflugloches einer Buntspechthöhle. Die Höhle erstreckt sich im Baum bis zu ca. 35 cm schräg nach oben. Dadurch wird die Nutzung als Bruthöhle durch Vögel eingeschränkt. Die Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen und eine Pufferzone von 100 m mit Bestandsschutz (mit Nutzungseinschränkung) ist einzurichten.

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Neuanlage der Paarungsquartiere wird nur in Waldbeständen durchgeführt, die als Paarungsgebiet bekannt sind.

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Waldbestände sollten mindestens 80 bis 120 Jahre alt sein. Die Baumstärke muss ausreichend für die Schaffung von Baumhöhlen sein.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Der Erhalt der alten Waldbestände im Paarungsgebiet wirkt sofort. Eine Besiedlung neu geschaffener Baumhöhlenquartiere erfolgt in bis zu fünf Jahren.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es ist bekannt, dass Große Mausohren regelmäßig Vogel- und Fledermauskästen als Paarungsquartier nutzen (HAENSEL & ITTERMANN 2005). Ebenso ist die Nutzung von

Baumhöhlenquartieren als Paarungsquartier bekannt (MESCHÉDE & RUDOLPH 2004). Die Nutzung künstlich angelegter Baumhöhlen wird noch untersucht, aber der qualitative Nachweis der einzelnen Nutzung durch Fledermäuse ist bereits gelungen. Ein artspezifischer Nachweis der Nutzung durch das Große Mausohr fehlt, aber es ist davon auszugehen, dass auch Große Mausohren diese Höhlen annehmen werden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als mittel eingestuft.

6.f Zielkonflikte

Es können Zielkonflikte mit der Forstwirtschaft entstehen.

6.g Risikomanagement

Da diese Maßnahme noch nicht erprobt ist, sollte sie durch ein geeignetes Monitoring abgesichert werden. Das Risikomanagement kann eine Erhöhung der Anzahl der geschaffenen Ersatzhöhlen und eine Verbesserung der Habitatstrukturen vorsehen.

6.h Weitere Anmerkungen

-

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

7. Maßnahme: Optimierung und/oder Neuanlage von Winterquartieren

7.a Maßnahmenbeschreibung

Winterquartiere werden neu angelegt oder bisher für Fledermäuse unzugängliche Keller/Stollen geöffnet. Die neuen oder neu zugänglichen Winterquartiere werden mit Hangplätzen ausgestattet, beispielsweise mittels Installation von Hohlblocksteinen an der Decke. Bei der Optimierung von Winterquartieren hat sich bisher die Verwendung von Hohlblocksteinen, in deren Öffnungen auch Große Mausohren angetroffen werden konnten, bewährt (HÜBNER & PAPADOPUOLOS 1997; KLAWITTER 1988). Eine Öffnung von potenziell als Winterquartier geeigneten Stollen oder Gebäuden kann bei geeigneten Rahmenbedingungen ohne sehr großen Aufwand erfolgen (HÜBNER & PAPADOPUOLOS 1997), unter der Voraussetzung, dass ein geeignetes Mikroklima (Temperatur zwischen 1 und 12° C, Luftfeuchtigkeit von 85 -100 % (SIMON & BOYE 2004) und keine Zugluft) in dem potenziellen Winterquartier herrscht. Das gleiche gilt auch bei einer Optimierung eines bereits bestehenden Winterquartieres. Aufgrund der mikroklimatischen Ansprüche an ein Winterquartier muss dieses in der Regel unterirdisch angelegt werden. Wird es oberirdisch angelegt, so muss es anschließend mit Erde überdeckt werden (BUCHEN 1992). Dadurch wird gewährleistet, dass sowohl die Frostsicherheit als auch eine ausreichende Luftfeuchtigkeit gesichert sind. Darüber hinaus sind ein ausreichendes Angebot an Versteckmöglichkeiten und ein Störungen minimierender Eingang (z. B. Gitter) zu schaffen. Es kann auch eine Teilverlegung eines Winterquartieres in einen Neubau erfolgen, der an das zum Teil weiter bestehende alte Quartier angrenzt.

7.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Schaffung eines neuen Quartieres sollte in der Nähe (max. ca. 100 m entfernt) eines bestehenden Quartieres erfolgen. Bei einem Ersatz eines zum Teil weiter bestehenden Quartieres grenzt der Neubau direkt an das ursprüngliche Quartier. Eine Optimierung findet im bestehenden Quartier statt.

7.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Im Vordergrund stehen die relative Ungestörtheit des Einflugbereichs und der näheren Umgebung sowie mikroklimatische Eignung (s. o.) und Spaltenreichtum des neuen Quartiers. Auch ist die strukturelle Anbindung des Quartieres an die Umgebung über Leitlinien günstig.

7.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bisherige Erfahrungen haben gezeigt, dass Fledermäuse, darunter auch Große Mausohren, neu angebotene Strukturen in Winterquartieren sehr kurzfristig, nämlich im Winter nach der Installation, annehmen (HÜBNER & PAPADOPOULOS 1997). In einem anderen Beispiel nutzten bereits nach einem Jahr drei Fledermausarten die neu angebrachten Hohlblocksteine in einem bestehendem Quartier (KLAWITTER 1988). Somit kann mit einer kurzfristigen Nutzung neuer Strukturen nach einer Optimierung des Quartieres gerechnet werden. Die Besiedlung eines neu geschaffenen Winterquartiers in einer Straßenböschung erfolgte innerhalb von vier Jahren nach Fertigstellung (eigene Ergebnisse, Simon & Widdig GbR). Es kann davon ausgegangen werden, dass ein neu angelegtes Winterquartier innerhalb von fünf Jahren besiedelt wird. Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

7.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Im Spätsommer/Herbst schwärmen Große Mausohren an ihren Winterquartieren. Dies ist Teil ihres ausgeprägten Erkundungsverhaltens und die Wahrscheinlichkeit, dass neu angelegte Winterquartiere im Rahmen des Schwärmens gefunden werden, ist groß. Aufgrund der Anlockwirkung, die die Tiere aufeinander ausüben, werden dann auch weitere Tiere auf das Quartier aufmerksam gemacht. Die Wirksamkeit der Maßnahme ist hinreichend belegt. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als sehr hoch eingestuft.

7.f Zielkonflikte

-

7.g Risikomanagement

Die Maßnahme muss durch ein Monitoring auf ihre Effizienz hin überprüft werden. Weitere Schritte zur Optimierung des Winterquartiers sollten vorgesehen werden.

7.h Weitere Anmerkungen

Als Neuanlage ist diese vorgezogene Ausgleichsmaßnahme lediglich für eine kleine Individuengruppe (< 15 Große Mausohren) mit sehr hoher Erfolgswahrscheinlichkeit geeignet. Für größere Gruppen ist die Erfolgswahrscheinlichkeit nach Experteneinschätzungen gering.

7.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der bei kleinen Individuengruppen sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch

Fazit

Sämtliche vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen für das Große Mausohr bedürfen eines Monitorings und eines Risikomanagements damit gegebenenfalls noch weitere Maßnahmen veranlasst werden können. Die Optimierung von Quartieren weist eine hohe bis sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf. Die Neuschaffung von Quartieren (außer Paarungsquartier) für Fledermäuse hat in der Regel eine mittlere Eignung. Hierzu sind bisher nicht genügend Belege vorhanden, da längerfristige Erfolgskontrollen nach Neuschaffung von Quartieren fehlen. Von einer Umsiedlung einer Wochenstubenkolonie ist abzuraten.

Bei Winterquartieren sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen nur möglich, wenn entweder bereits vorhandene Quartiere optimiert werden können oder es sich nur um kleinere Quartiere (mit kleineren Gruppen) handelt.

Literaturverzeichnis

- BIEDERMANN, M., DIETZ, M. & SCHORCHT, W. (2007): Vom Plattenbau zum Fledermausturm - Ein Erfahrungsbericht mit Hinweisen für die Planungspraxis. Institut für Tierökologie und Naturbildung, Nachtaktiv GbR: 26 Seiten.
- BLOHM, T., GILLE, H., HAUF, H., HEISE, G. & HORN, J. (2005): Bemerkungen zur Störungstoleranz des Mausohrs (*Myotis myotis*) im Wochenstubenquartier. *Nyctalus* 10: 99-107.
- 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: 134 Seiten.
- BUCHEN, C. (1992): Bau eines künstlichen Stollens als Fledermaus-Winterquartier. *Nyctalus* 4: 269-273.
- DIETZ, M. & WEBER, M. (2000): Baubuch Fledermäuse - Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Gießen, 252 Seiten.
- FGSV (2008): Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere und zur Vernetzung von Lebensräumen an Straßen (MAQ). Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln, 48 Seiten.
- HAENSEL, J. (1974): Über die Beziehungen zwischen verschiedenen Quartiertypen des Mausohrs, *Myotis myotis* (Borkhausen 1797), in den brandenburgischen Bezirken der DDR. *Milu* 3: 542-603.
- HAENSEL, J. & ITTERMANN, L. (2005): Zur Herkunft in Paarungsquartieren anzutreffender Mausohren (*Myotis myotis*) und weitere Informationen zu diesem Quartiertyp. *Nyctalus* (N. F.) 10: 201-215.
- HERMANN, U. & POMMERANZ, H. (1999): Fledermausquartiere an Plattenbauten, ihre Gefährdung und Möglichkeiten ihrer Erhaltung und Neuschaffung. *Nyctalus* 7: 3-16.
- HESSISCHES LANDESAMT FÜR STRAßEN- UND VERKEHRSWESSEN (Hrsg.) (2009): Die Fledermäuse der Nibelungenbrücke, Wiesbaden, 19 Seiten.
- HORN, J. (2005): Mausohr-Wochenstube (*Myotis myotis*) erstmals in einer Holzbetonhöhle des Typs 2FN in einem ostbrandenburgischen Kiefernforst - Teil 1: Gründung im Jahr 2003. *Nyctalus* (N. F.) 10: 108-116.
- HÜBNER, G. & PAPADOPUOLOS, D. (1997): Optimierung von Fledermaus-Winterquartieren. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29: 17-20.

- KLAWITTER, J. (1988): Einrichtung von Fledermausquartieren. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 81: 73-76.
- MESCHÉDE, A. & RUDOLPH, B.-U. (Hrsg.) (2004): Fledermäuse in Bayern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 411 Seiten.
- SAUERBIER, W., HÖRNING, L. & RÖSE, N. (2005): Das Mausohr, *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797), im Kyffhäuserkreis / Thüringen - Verbreitung, Bestandsentwicklung und Schutzstrategien. Nyctalus (N. F.) 10: 183-200.
- SIMON & WIDDIG GBR (2007): BAB 49 VKE 30 - Eignung des Waldes „Gr. Tiefenbach“ als potentiell Paarungsgebiet für das Große Mausohr - Überprüfung des Quartierangebotes. Unveröff. Gutachten im Auftrag von: Amt für Straßen- und Verkehrswesen Kassel. 8 Seiten.
- SIMON & WIDDIG GBR (2008a): BAB 49 VKE 30 - Paarungsquartieruntersuchung Große Mausohr - Ergänzungsuntersuchung durch Netzfang und Quartiersuche mittels Telemetrie. Unveröff. Gutachten im Auftrag von: Amt für Straßen- und Verkehrswesen Kassel. 40 Seiten.
- SIMON & WIDDIG GBR (2008b): Sanierung der Nibelungenbrücke B 47 - Bericht zum Aussperrungsversuch der Großen Mausohren und Auswirkung der geänderten Planung auf die artenschutzrechtliche Betrachtung. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von: Amt für Straßen und Verkehrswesen Bensheim. 13 Seiten.
- SIMON, M. & BOYE, P. (2004): *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). In: B. PETERSEN, G. ELLWANGER, G. BIEWALD, U. HAUKE, G. LUDWIG, P. PRETSCHER, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 503-511. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: Heft 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- SIMON, M., HÜTTENBÜGEL, S. & SMIT-VIERGUTZ, J. (2004): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Dörfern und Städten. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 76. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 275 Seiten.

Kleine Hufeisennase – *Rhinolophus hipposideros*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	1, vom Aussterben bedroht

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte umfasst das Wochenstubenquartier, also Gebäude und Gebäudekomplexe, in denen die Tiere ihre Hangplätze in Abhängigkeit von der Temperatur regelmäßig wechseln können (BIEDERMANN & BOYE 2004). Eine ungestörte Zone mit einem Radius von 50 m um die Fortpflanzungsstätte ist von essenzieller Bedeutung für deren Funktion, da dieser Bereich regelmäßig von den Tieren beim Schwärmen genutzt wird. Das Schwärmverhalten ist wesentlicher Bestandteil der Quartierfindung und der innerartlichen Kommunikation der Tiere. In dieser Zone besteht eine besondere Empfindlichkeit gegenüber nutzungs- oder eingriffsbedingten Veränderungen der Umgebung und der Störungsarmut. Relevante Beeinträchtigungen dieser Zone sind regelmäßig als Beschädigung der Fortpflanzungsstätten anzusehen. Zu beachten ist, dass die Kleine Hufeisennase auch Quartierverbände in einem engen Umkreis nutzt (ROER & SCHÖBER 2001). Hier sind dann auch die Ausweichquartiere Teil der Fortpflanzungsstätte.

Des Weiteren sind Paarungsquartiere z. B. in Höhlen und Stollen, aber auch in Sommerquartieren als eigenständige Fortpflanzungsstätten anzusehen. Hier ist ebenfalls eine ungestörte Zone von 50 m um die Fortpflanzungsstätte von essenzieller Bedeutung für deren Funktion, da die Tiere hier zur Paarungszeit schwärmen und mit Flugspielen balzen (BIEDERMANN & BOYE 2004).

Weitere essenzielle Teilhabitate

Da die Kleine Hufeisennase sehr traditionsgebunden ist und auf dem Weg in die Jagdgebiete sehr stark strukturgebunden fliegt, sind traditionell genutzte Flugrouten als essenzielles Teilhabitat zu betrachten. Dies gilt auch für die Verbindungswege zwischen den einzelnen Quartieren eines Quartierverbundes.

Jagdgebiete von besonderer Bedeutung können essenziell für die Funktion einer Wochenstube sein. Eine Abgrenzung kann jedoch nur im Einzelfall erfolgen.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Zu den Ruhestätten der Kleinen Hufeisennase gehören sowohl die Tagesschlafplätze/-quartiere einzelner Weibchen oder Männchen als auch die Winterquartiere.

Bei von mehreren Tieren genutzten Ruhestätten ist eine ungestörte Zone mit einem Radius von ca. 50 m um die Ruhestätte von essentieller Bedeutung, da dieser Bereich von den Tieren regelmäßig beim Schwärmen genutzt wird (vgl. auch „Fortpflanzungsstätte“). Relevante Beeinträchtigungen dieser Zone sind regelmäßig als Beschädigung der Ruhestätten anzusehen. Tagesschlafplätze, die nachweislich nur von Einzeltieren und ohne

Fortpflanzungs- und Paarungsfunktion genutzt werden, bedürfen keiner solchen Zone.

Die Winterquartiere der Art liegen vor allem in Höhlen, Stollen und Gebäuden. Auch hier ist eine ungestörte Zone von mindestens 50 m um den Haupteinflugbereich von essenzieller Bedeutung. Dieser Bereich gehört zwingend zum direkten Funktionszusammenhang des Quartiers, weil im Umfeld des Quartiereingangs das Schwärmen während der Erkundungsphase im Spätsommer/Herbst stattfindet, das zum Auffinden des Quartiers unabdingbar ist.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Als weitere essenzielle Teilhabitate sind ggf. die Verbindungswege von Sommerquartieren zu Winterquartieren abzugrenzen, sofern sich diese in enger räumlicher Nähe befinden, da hier häufige Ortswechsel durchgeführt werden.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die lokale Individuengemeinschaft wird anhand der Wochenstuben abgegrenzt. Jede Wochenstube bildet aufgrund der überwiegend punkrtartigen Verbreitung mit deutlichen Trennungen zwischen den Wochenstuben eine eigenständige lokale Individuengemeinschaft.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die ökologische Funktion wird anhand der Kriterien Populationsgröße in den Fortpflanzungs- bzw. Ruhestätten, sowie in den Fortpflanzungsstätten anhand des Reproduktionserfolges ermittelt. Das Kriterium Reproduktionserfolg ist von hoher Bedeutung, da die Kleine Hufeisennase auch sehr kleine Kolonien bilden kann (BIEDERMANN & BOYE 2004; DIETZ et al. 2007; MESCHÉDE & RUDOLPH 2004; ROER & SCHÖBER 2001) und diese alleine anhand der Zählung von adulten Tieren nicht von einfachen Sommerquartieren von Einzeltieren oder kleinen Gruppen unterschieden werden können.

Habitat

Wesentliche Kriterien für die Habitatbewertung sind das Mikroklima, Vorhandensein und Zugänglichkeit von Hangplatzmöglichkeiten und die Störungsintensität der Fortpflanzungs- bzw. Ruhestätte. Bei einer funktionalen Bewertung sind für die Kleine Hufeisennase als sehr anspruchsvolle Art auch die Größe und Qualität der Jagdhabitate sowie der Leitstrukturen in die Bewertung einzubeziehen (vgl. LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE SACHSEN 2009; RUDOLPH 2000).

Gefährdung

Gefährdungen der Kleinen Hufeisennase erfolgen vorwiegend durch Veränderungen an den Quartieren, wie Gebäudesanierungen oder Abriss, Verlust von Leitstrukturen sowie Lebensraumverlust durch Zerstörung von kleinstrukturierten Kulturlandschaften oder Nutzungsintensivierung (BIEDERMANN & BOYE 2004).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Neuanlage und Optimierung von Quartieren in Gebäuden als Ersatzquartier

1.a Maßnahmenbeschreibung

In geeigneten Gebäuden werden störungsarme Bereiche mit ausreichenden Hangplätzen z. B. auf Dachböden hergerichtet. Von besonderer Bedeutung ist ein den Bedürfnissen der Hufeisennase angepasstes Mikroklima, da die Art möglichst warme Wochenstubenquartiere mit einer Temperatur um 30°C bevorzugt (REITER & ZAHN 2006; ROER & SCHOBER 2001). Des Weiteren ist bei der Neuschaffung zu beachten, dass verschiedene Hangplätze mit unterschiedlichem Mikroklima vorhanden sind und die Tiere ausweichen können. Hierzu empfiehlt es sich z. B. Zwischenböden auf Dachböden einzurichten (RICHARZ 1987; ROER & SCHOBER 2001). Ein freier Zuflug zu den Hangplätzen und eine Einflugöffnung von mindestens 10x20 cm muss sichergestellt werden. Beschreibungen zu den Quartiersansprüchen finden sich u. a. bei REITER & ZAHN (2006). Die Neuanlage und Optimierung von Quartieren ist immer einzelfallbezogen sehr sorgfältig unter Einbeziehung von Spezialisten zu planen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Optimierungen bzw. Neuanlagen von Quartieren sollten bevorzugt in bekannten Ausweichquartieren der Kolonie durchgeführt werden oder ersatzweise im Nahbereich der betroffenen Fortpflanzungsstätte in bis zu 100 m Entfernung.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Maßnahmenstandort sollte möglichst ein bekanntes Ausweichquartier der Art sein. Der Standort muss darüber hinaus über Leitstrukturen gut mit den Jagdhabitaten vernetzt und störungsarm sein.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Kleine Hufeisennase nimmt bereits kurzfristig angebotene Ersatzquartiere an, wenn sie aktiv umgesiedelt wird und das alte Quartier nicht mehr verfügbar ist (REITER & ZAHN 2006; RICHARZ 1987). Sofern das alte Quartier vorhanden ist, nutzt die Kleine Hufeisennase dieses weiter und erkundet ein neues Quartier nur sporadisch (RICHARZ 1987). Da im Rahmen des Risikomanagements das alte Quartier vorerst erhalten werden sollte (s. u.) ist die Maßnahme erst in einem Zeitraum von fünf bis zehn Jahren voll wirksam. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist daher als mittel einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Insgesamt ist der Kenntnisstand zu den Habitatansprüchen der Kleinen Hufeisennase als sehr gut zu bezeichnen. Es gibt bislang allerdings nur wenige Erfahrungen mit Quartierneuschaffungen für die Kleine Hufeisennase. Ein neu geschaffenes Quartier in England wurde nach einem Jahr als Wochenstube genutzt (REITER & ZAHN 2006). Über die weitere Entwicklung der Wochenstube ist jedoch nichts bekannt. Eine Umsiedlung in Bayern verlief trotz sehr aufwändiger Maßnahmen und Begleitung des Vorhabens zwar erst erfolgreich, das neue Quartier wurde angenommen und es kam zur erfolgreichen Reproduktion (RICHARZ 1987), scheiterte aber schließlich, da die Wochenstube innerhalb weniger Jahre erlosch (MESCHÉDE & RUDOLPH 2004). Die Ursachen hierfür sind jedoch nicht bekannt. Entscheidend dürften in jedem Fall die komplexen Ansprüche der Art an Jagdhabitats, Flugrouten und

Wochenstuben und die Vernetzung dieser Strukturen untereinander sein. Mängel in diesem komplexen System können schnell zum Scheitern einer Quartierneuschaffung führen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb in der Summe nur als mittel eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind mit Gebäudeeigentümern zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Ein Monitoring ist zwingend vorzusehen. Neben dem Monitoring des Quartiers sind insbesondere auch Flugrouten und Jagdgebiete in das Monitoring einzubeziehen. Das alte Quartier ist bis zur bewiesenen mehrjährigen Annahme des neuen Quartiers mit erfolgreicher Reproduktion zwingend vorzuhalten.

1.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme sollte auf jeden Fall durch habitatverbessernde und -erhaltende Maßnahmen in Jagdgebieten und Flugrouten unterstützt werden. Als sehr konservative Fledermausart ist die Kleine Hufeisennase hoch empfindlich gegenüber Veränderungen ihres Wochenstubenquartiers und ihrer Flugwege zum Jagdgebiet. Deshalb ist eine Untersuchung der räumlichen Nutzung der Kolonie vor einer Quartieroptimierung notwendig, damit die Maßnahmen nicht zu einer durch Strukturveränderungen bedingten Verschlechterung des Zustandes der Kolonie führen.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund des notwendigen umfangreichen Risikomanagements, welches zu einer nur mittelfristigen Wirksamkeit der Maßnahme führt, und einer mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit wird die Eignung als gering geeignet eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Gering

2. Maßnahme: Sicherung und Optimierung eines bestehenden Winterquartiers

2.a Maßnahmenbeschreibung

Die Kleine Hufeisennase hat besondere mikroklimatische Ansprüche an das Winterquartier (ROER & SCHÖBER 2001). Optimal sind Temperaturen von 6-8°C, die Temperaturen dürfen maximal zwischen 2 und 14°C schwanken. Kleine Hufeisennasen benötigen daher zugluftfreie Wärmetaschen. Hangplätze mit einer Luftfeuchtigkeit von mehr als 90% werden bevorzugt. Zwingend ist weiterhin ein freier Hangplatz, da die Kleine Hufeisennase keine Spalten und Löcher nutzt. Bestehende Winterquartiere sind störungsfrei zu sichern und entsprechend den Anforderungen der Kleinen Hufeisennase zu optimieren. Neben Höhlen, Stollen und Felskellern ist auch eine Optimierung von Gebäudekellern als Winterquartier möglich. Das Winterquartier kann dabei im selben Gebäude wie die Wochenstube liegen (MESCHÉDE & RUDOLPH 2004). Diese Maßnahme betrifft überwiegend die Sicherung des Winterquartiers vor Störungen und die Verbesserung des Mikroklimas durch fledermausgerechten Verschluss der Eingänge.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Das zu sichernde oder optimierende Winterquartier muss in unmittelbarer räumlicher Nähe, maximal 100 m Entfernung, zu dem betroffenen Winterquartier liegen.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Das Winterquartier muss bereits von der Kleinen Hufeisennase genutzt werden und die Ansprüche der Art an Winterquartiere erfüllen (vgl. 3.a)

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand zu Habitatansprüchen der Art in Winterquartieren ist gut (MESCHÉDE & RUDOLPH 2004; ROER & SCHÖBER 2001). Optimierungen von Winterquartieren betrafen bisher vorwiegend Sicherungen des Eingangsbereiches. Inwieweit Verbesserungen der Hangplatzsituation und Verbesserungen des Mikroklimas die Art fördern, ist nicht bekannt. Da in Deutschland zurzeit überwiegend Winterquartiere mit wenigen Individuen bekannt sind, ist eine Erhöhung der Individuenzahl grundsätzlich möglich. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird somit als hoch eingestuft.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind mit dem Tourismus und Eigentümern möglich.

2.g Risikomanagement

Ein Monitoring der Winterbestände durch Zählung der Individuen ist erforderlich. Zusätzlich sollten Temperatur und Luftfeuchtigkeit aufgezeichnet werden und Vorkehrungen zur Anpassung und Kontrolle des Mikroklimas eingeplant werden.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Zu der Maßnahme liegen bisher keine Erfahrungen vor, die Erfolgswahrscheinlichkeit wird aber aufgrund der Kenntnisse zur Art und positiver Experteneinschätzungen als hoch eingestuft. Bei kurzfristiger Wirksamkeit wird die Eignung daher als hoch eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Neuanlage Winterquartier

3.a Maßnahmenbeschreibung

Neuanlage eines Winterquartiers. Vergleiche zur Beschreibung der Bedingungen Maßnahme 2 und zur Durchführung Großes Mausohr (Maßnahme 7).

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Neue Winterquartiere müssen in max. 100 m Entfernung zu bestehenden Winterquartieren oder Wochenstuben eingerichtet werden, damit die Kleine Hufeisennase diese in akzeptablen Zeiträumen finden kann.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Maßnahmenstandort sollte im Umfeld über ausreichend ausgebildete Leitstrukturen verfügen. Die Habitatansprüche der Art werden bei neu angelegten Winterquartieren durch

die Maßnahme selbst sichergestellt.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Annahme von neuen Winterquartieren durch die Kleine Hufeisennase kann mehrere Jahre dauern. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit wird daher mit mindestens fünf bis zehn Jahren veranschlagt und ist damit als mittel einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Während der Kenntnisstand zu den Habitatansprüchen der Art als gut einzustufen ist (vgl. Maßnahme 2), liegen zur Neuschaffung von Winterquartieren der Kleinen Hufeisennase keine Erkenntnisse vor. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird daher insgesamt nur als mittel eingeschätzt.

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 2.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 2.

3.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 2.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Da der Kenntnisstand zu dieser Maßnahme noch unzureichend ist und die Maßnahme wahrscheinlich bestenfalls mittelfristig wirksam ist, wird die Eignung nur als gering eingeschätzt (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Gering

4. Maßnahme: Neuanlage von Leitstrukturen

4.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Vernetzung der Quartiere mit Jagdhabitaten und von Quartieren untereinander werden Leitstrukturen angelegt. Da die Kleine Hufeisennase verschiedenste lineare Strukturen nutzt, ist die Ausgestaltung im Einzelfall zu regeln. Möglich sind Hecken, dichte Baumreihen aber auch künstliche Elemente. Vorteilhaft sind dichte und breitere Strukturen, wobei die Kleine Hufeisennase auch schon sehr schmale Elemente annimmt (BONTADINA et al. 2006). Die Vernetzung anhand von Leitstrukturen ist bis in optimale Jagdhabitats oder zu anderen Quartieren ohne Unterbrechung fortzusetzen.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Leitstrukturen müssen an einem Wochenstubenquartier ansetzen.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Maßnahmenstandort sollte störungsarm, insbesondere frei von künstlichen Lichtquellen sein. Querungen von Verkehrswegen sind nur mit geeigneten Querungshilfen möglich (vgl. FGSV 2008).

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

In Experimenten konnte bereits innerhalb weniger Wochen eine Nutzung von Leitstrukturen nachgewiesen werden (BONTADINA et al. 2006). Allerdings benötigen natürliche Leitstrukturen wie Gehölze eine gewisse Entwicklungszeit, die berücksichtigt und ggf. überbrückt werden muss. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit kann jedoch bei adäquater Ausgestaltung der Maßnahme als kurz eingestuft werden.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist als sehr gut zu bezeichnen. Entsprechende Erfolgskontrollen wurden bereits durchgeführt (BONTADINA et al. 2006; ZINKE 2007). Die hohe Bedeutung von linearen Habitatelementen für die Kleine Hufeisennase ist vielfach beschrieben (u. a. BIEDERMANN & BOYE 2004; ROER & SCHÖBER 2001). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als sehr hoch eingestuft.

4.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind mit der Landwirtschaft möglich.

4.g Risikomanagement

Ein Monitoring sollte über Zählungen von durchfliegenden Tieren erfolgen.

4.h Weitere Anmerkungen

-

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam, entspricht den Habitatansprüchen der Art und sorgt für eine bessere Vernetzung der Quartiere mit Jagdhabitaten. Da bereits positive Erfolgskontrollen vorliegen, wird die Eignung als sehr hoch eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Die Maßnahme kann jedoch keine direkte Beeinträchtigung von Fortpflanzungsstätten ausgleichen, sondern nur unterstützend für andere Maßnahmen oder für den Ausgleich von Beeinträchtigungen, wie z. B. den Verlust von essenziellen Teilhabitaten dienen. Sie stellt i. d. R. keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar.

Eignung: Sehr hoch (i. d. R. keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Für die Kleine Hufeisennase liegen keine Maßnahmen mit hoher Eignung vor, um direkte Beeinträchtigungen von Fortpflanzungsstätten auszugleichen. Lediglich bei Ruhestätten können Maßnahmen hoher Eignung zum Einsatz kommen. Für den vorgezogenen Ausgleich der Beeinträchtigung essenzieller Teilhabitats im Umfeld der Fortpflanzungsstätte sind hingegen sehr hoch geeignete Maßnahmen vorhanden. Generell ist der Vermeidung von Beeinträchtigungen absolute Priorität einzuräumen. Sofern Maßnahmen erforderlich werden, ist immer eine Kombination aus quartierverbessernden Maßnahmen mit jagdhabitat- und leitstrukturverbessernden Maßnahmen vorzusehen. Einzelmaßnahmen sind i. d. R. nicht erfolgreich.

Literaturverzeichnis

- AG FLEDERMÄUSE (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Fledermäuse, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- BIEDERMANN, M. & BOYE, P. (2004): *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800). In: B. PETERSEN, G. ELLWANGER, G. BIEWALD, U. HAUKE, G. LUDWIG, P. PRETSCHER, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 602-609. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- BONTADINA, F., HOTZ, T. & MÄRKI, K. (2006): Die Kleine Hufeisennase im Aufwind. Ursachen der Bedrohung, Lebensraumsprüche und Förderung einer Fledermausart. Haupt, Bern, 79 Seiten.
- DIETZ, C., VON HELVERSEN, O. & NILL, D. (2007): Handbuch der Fledermäuse Europas und Nordwestafrikas. Kosmos, Stuttgart, 399 Seiten.
- FGSV (2008): Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere und zur Vernetzung von Lebensräumen an Straßen (MAQ). Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln, 48 Seiten.
- LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE SACHSEN. 2009: Erfassung und Bewertung der Arten nach Anhang II der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) in den FFH-Gebieten des Freistaates Sachsen. Landesamt für Umwelt und Geologie Sachsen, http://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/1303_Kleine_Hufeisennase.pdf
- MESCHEDE, A. & RUDOLPH, B.-U. (Hrsg.) (2004): Fledermäuse in Bayern. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart (Hohenheim), 411 Seiten.
- REITER, G. & ZAHN, A. (2006): Leitfaden zur Sanierung von Fledermaus-Quartieren im Alpenraum. INTERREG IIIB-Projekt Lebensraumvernetzung (www.livingspacenetwork.bayern.de): 132 Seiten.
- RICHARZ, K. (1987): Report on the successful transplantation of a nursery colony of the Lesser Horseshoe Bat (*Rhinolophus hipposideros*) and remarks about the actual status of this species in Bavaria. In: V. HANÁK, I. HORÁČEK & J. GAISLER (Hrsg.): Fourth European Bat Research Symposium. Charles University Press, Prague. 659-670.
- ROER, H. & SCHÖBER, W. (Hrsg.) (2001): *Rhinolophus hipposideros* (Bechstein, 1800) - Kleine Hufeisennase. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 38-58 Seiten.
- RUDOLPH, B.-U. (2000): Auswahlkriterien für Habitate vom Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie am Beispiel der Fledermausarten Bayerns. Natur und Landschaft 75: 328-338.
- ZINKE, O. (2007): Monitoring von Schadensbegrenzungsmaßnahmen für die Kleine Hufeisennase BAB A 17, VKE 391.3. 47 Seiten.

Zwergfledermaus – *Pipistrellus pipistrellus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	*, ungefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte der Zwergfledermaus besteht aus den Wochenstubenquartieren und den Ein- und Ausflugbereichen, an denen Zwergfledermäuse vor dem Einflug schwärmen. Im Regelfall ist eine Wochenstubenkolonie der Zwergfledermaus auf eine Ortslage beschränkt. Je nach Größe der Siedlung und des Quartierangebotes kann sich die Kolonie jedoch auf mehrere Subkolonien aufteilen, die nahe beieinander gelegene Quartiere gleichzeitig nutzen (Quartierverbund).

Des Weiteren gehören alle Paarungsquartiere, die sich in Gebäuden, aber auch in Baumhöhlen, Kästen etc. befinden können, zu den Fortpflanzungsstätten.

Die Ein- und Ausflugsituation muss wie das Quartier selbst unverändert erhalten bleiben. Die Zwergfledermaus ist deutlich weniger störungsanfällig als andere Fledermausarten. Dennoch ist auch hier eine ungestörte Zone von ca. 10 m um das Wochenstuben- oder Paarungsquartier von essenzieller Bedeutung für die Fortpflanzungsstätte, da dieser Bereich regelmäßig von den Tieren beim Schwärmen genutzt wird (SIMON et al. 2004). Das Schwärmenverhalten ist wesentlicher Bestandteil der Quartierfindung und der innerartlichen Kommunikation der Tiere. Dies ist in der Fortpflanzungszeit von besonderer Bedeutung, weil die Quartiere regelmäßig gewechselt werden und die ungestörte Quartierfindung gewährleistet sein muss. In dieser Zone besteht eine besondere Empfindlichkeit gegenüber nutzungs- oder eingriffsbedingten Veränderungen des Gebäudebestandes und der Störungsarmut. Relevante Beeinträchtigungen dieser Zone sind regelmäßig als Beschädigung der Fortpflanzungsstätte anzusehen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Für die Zwergfledermaus sind darüber hinaus regelmäßig von einer größeren Individuenzahl genutzte Flugrouten zwischen dem Wochenstubenquartier und den Jagdgebieten entlang von Gehölzstrukturen oder Gewässern für die ökologische Funktion der Fortpflanzungsstätte essenziell.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Zu den Ruhestätten der Zwergfledermaus gehören sowohl die Tagesschlafplätze einzelner Weibchen oder Männchen als auch die Winterquartiere.

Tagesschlafplätze befinden sich in Gebäuden, zumeist in Spaltenquartieren, seltener auch im Wald, z. B. an Jagdkanzeln. Baumhöhlen werden nur ausnahmsweise genutzt. Sämtliche Tagesschlafplätze, die nachweislich nur von Einzeltieren und ohne Fortpflanzungs- und Paarungsfunktion genutzt werden, bedürfen keiner ungestörten Zone.

Die bis zu 40 km von den Sommerquartieren entfernt liegenden Winterquartiere der Zwergfledermaus befinden sich überwiegend in unterirdischen Höhlen, Kellern oder Stollen. In einigen Regionen sind zentrale Massenwinterquartiere bekannt (SENDOR & SIMON 2003). Je nach Winterquartiervorkommen bezieht sich die Abgrenzung der Ruhestätten punktuell auf ein einzelnes Winterquartier bzw. auf den Raum eng beieinander liegender Winterquartiere. Aufgrund des intensiven herbstlichen Schwärmverhaltens der Zwergfledermaus am Winterquartier ist bei Winterquartieren mit großen Beständen eine ungestörte Zone von 50 m um den Haupteinflugbereich von essenzieller Bedeutung für die Funktion der Ruhestätte. Relevante Beeinträchtigungen dieser Zone sind regelmäßig als Beschädigung der Ruhestätte anzusehen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die Zwergfledermaus weist jahreszeitlich eine starke räumliche Trennung ihrer Vorkommen auf. Zu unterscheiden sind vorrangig die Wochenstuben und die Winterquartiere. Des Weiteren sind Individuengruppen in Paarungsquartieren als eigenständige lokale Individuengemeinschaften anzusprechen. Die Männchenvorkommen sind dispers verteilt und lassen sich daher nur über geeignete Habitatstrukturen abgrenzen.

Aufgrund der geklumpten Verteilung der Fortpflanzungsstätten und der Koloniebildung stellen im Sommer die Wochenstubenkolonien die lokale Individuengemeinschaft dar. Im Regelfall ist eine Wochenstubenkolonie der Zwergfledermaus auf eine Ortslage (Dörfer) beschränkt. Je nach Größe der Siedlung und des Quartierangebotes kann sich die Kolonie jedoch auf mehrere Subkolonien aufteilen, die nahe beieinander gelegene Quartiere gleichzeitig nutzen (Quartierverbund). SIMON et al. (2004) fanden in ihren Untersuchungen bis zu sechs gleichzeitig genutzte Wochenstubenquartiere. Ein Austausch von Individuen zwischen Kolonien in verschiedenen Ortschaften (Kolonieverbund) findet nur in Einzelfällen statt. In größeren Siedlungen können sich mehrere Wochenstuben befinden, die jeweils als eigenständige lokale Individuengemeinschaft zu werten sind.

Im Winter versammeln sich alle Individuen der lokalen Individuengemeinschaft in Winterquartieren. Diese lokale Individuengemeinschaft entspricht nicht der sommerlichen Individuengemeinschaft. Bei der Zwergfledermaus kommt es häufiger vor, dass sich ein großer Teil der lokalen Individuengemeinschaft (bis zu etwa 40 km Einzugsbereich) in einem zentralen Wintermassenquartier sammelt (KRAPP 2004; SIMON et al. 2004). Es werden jedoch auch verschiedene weit verstreute kleinere Winterquartiere von jeweils wenigen Individuen aufgesucht. Je nach Winterquartiervorkommen bezieht sich die Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft punktuell auf das einzelne Winterquartier bzw. auf den Raum eng beieinander liegender Winterquartiere.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Eine Bewertung der Individuengemeinschaft erfolgt aufgrund der Größe der Wochenstubenkolonie, das heißt die Anzahl der adulten, weiblichen Tiere in einer Kolonie ist die Messgröße. Daneben sind weitere Kriterien zur Populationsstruktur, wie zum Beispiel Anzahl der Jungtiere, Mortalität der Jungtiere oder Anzahl reproduzierender Weibchen der Kolonie für

eine Bewertung wesentlich.

In Paarungsgebieten wird die Anzahl der Zwergfledermäuse ermittelt.

In den Winterquartieren kann die Anzahl der Zwergfledermäuse in günstigen Fällen über automatische Erfassung, wie z. B. über Lichtschranken oder Ultraschall-Sensoren in Kombination mit einer Videokamera ermittelt werden (SIMON et al. 2004). Ansonsten ist der „sichtbare“ Bestand zu erfassen.

Habitat

Die Zwergfledermaus als Gebäude bewohnende Fledermausart, bezieht während der Sommermonate ihre Wochenstubenquartiere hauptsächlich in Siedlungen. Sie wechselt im Verlauf des Sommers mit einem Teil bzw. der gesamten Kolonie mehrfach die Quartiere und nutzt somit ein großes Quartierverbundsystem (SIMON et al. 2004). Diese Quartiere müssen für die ökologische Funktionalität der Fortpflanzungsstätte mit ihren Strukturen und den Ein- und Ausflughöffnungen erhalten bleiben. Zur Bewertung werden die Größe des Quartierverbundes bzw. die Anzahl der Quartiere und der Grad der Zerschneidung zwischen den Quartieren herangezogen.

Zwergfledermäuse nutzen zwischen Wochenstubenquartieren und Jagdhabitaten Leitstrukturen, wie z. B. durch Gehölze oder Gewässer. Die Bewertung erfolgt über die Ausprägung (Qualität) dieser Leitstrukturen.

Die Winterquartiere als Ruheplätze sollen störungsfrei sein und gute Versteckmöglichkeiten bieten. Ein konstantes Mikroklima ist dabei maßgeblich. Für die Bewertung sind vor allem die Qualität und die Quantität der Versteckmöglichkeiten, die Temperaturverhältnisse und der Grad der Störungsfreiheit ausschlaggebend.

Gefährdung

Als Gefährdung ist vornehmlich die Zerstörung von Quartieren durch Sanierung oder Renovierung der Gebäude zu nennen. Nach SIMON et al. (2004) beträgt die jährliche Zerstörungsrate von Zwergfledermausquartieren bis zu 8 %. Pestizideinsatz in der Land- und Forstwirtschaft und in Hausgärten führt zu einer Verringerung der Nahrungsgrundlage (SIMON & BOYE 2004). Für die überwiegend strukturgebunden fliegende Art kann die Zerschneidung der räumlich-funktionalen Beziehungen zwischen Wochenstubenquartier und Jagdgebiet z. B. durch Straßen zu einer Gefährdung der Kolonie werden (FGSV 2008).

Für die Winterquartiere stellt ein regelmäßiger Besucherverkehr eine Störung und somit eine Gefährdung dar.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Neuschaffung von Sommerquartieren

1.a Maßnahmenbeschreibung

Die Neuschaffung von Sommerquartieren für Zwergfledermäuse findet an Gebäuden statt. Hierbei handelt es sich um Spaltenquartiere, die so gestaltet werden, dass die Tiere im Bauch-Rückenkontakt mit dem Quartier sein können. Zum einen gibt es künstliche Quartiere, die sich außen am Gebäude anbringen lassen. Darüberhinaus gibt es die Möglichkeit, Spaltenquartiere bei Renovierungen in Gebäudewände zu integrieren oder sie innen im Gebäude, beispielsweise im Dachbodenbereich mit Einflugmöglichkeit von außen, anzubringen (DIETZ & WEBER 2000). Grundsätzlich sollten pro zu ersetzendem Quartier immer mindestens fünf neue Sommerquartiere in räumlicher Nähe zueinander geschaffen werden, um die Wahrscheinlichkeit der Annahme zu erhöhen. Hiervon kann es im Einzelfall auch begründete Abweichungen geben.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme erfolgt unmittelbar angrenzend an bestehende Quartiere (Abstand max. ca. 100 m). Es sollten keine besonderen Barrieren wie stark befahrene Straßen vorhanden sein.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Maßnahme sollte möglichst in den strukturreichen Lagen der Ortschaften (z.B. alte Dorfkerne) mit Anbindung an Leitstrukturen wie Gehölzzüge oder Gewässer erfolgen.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bereits im Jahr der Fertigstellung eines Quartieres konnte eine Zwergfledermaus in einem neugeschaffenen Quartier nachgewiesen werden. Weitere Quartiere wurden ein Jahr nach der Fertigstellung bezogen, darunter auch ein Fledermausbrett, das von einer Wochenstubenkolonie als Quartier genutzt wurde (SIMON et al. 2004). Bei ausreichendem Quartierangebot (für den Wegfall eines Quartiers sollten wenigstens fünf neue Quartiere angelegt werden) ist mit einer kurzfristigen Wirksamkeit der Maßnahme innerhalb von fünf Jahren zu rechnen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Zwergfledermaus ist eine Pionierart unter den Fledermäusen und kann neu angebotene Strukturen relativ zeitnah als Quartier nutzen. So sind immer wieder Wochenstubenquartiere in Hohlblocksteinen unverputzter Gebäude zu finden. Eine Kontrolle neu geschaffener Quartiere und Ersatzquartiere hat gezeigt, dass die Zwergfledermaus bereits im Jahr der Fertigstellung ein neu geschaffenes Quartier besiedelt hat (SIMON et al. 2004). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als sehr hoch einzustufen.

1.f Zielkonflikte

Es können Zielkonflikte mit Gebäudeeigentümern auftreten.

1.g Risikomanagement

Ein Monitoring der vorgesehenen vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen (und ggf. auch eine genauere Analyse der Bestandssituation des Wochenstubenverbandes) sind nicht immer erforderlich, da die Zwergfledermaus teilweise sehr häufig ist und die Wirksamkeit der Maßnahmen ausreichend belegt ist (SIMON et al. 2004).

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme hat als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme eine sehr hohe Eignung, da die Erfolgswahrscheinlichkeit sehr hoch ist und die Entwicklungsdauer kurz (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch

2. Maßnahme: Neuschaffung und/oder Optimierung von Winterquartieren

2.a Maßnahmenbeschreibung

Bei der Neuschaffung von Winterquartieren für Zwergfledermäuse werden frostsichere Spaltenquartiere an Gebäuden bzw. in Gebäudewänden geschaffen. Geeignet sind beispielsweise Hohlblocksteine mit Öffnungen nach außen oder Spaltenquartiere im Dachbodenbereich, die von außen über einen Einflugspalt zugänglich sind und gleichzeitig aufgrund ihrer geschützten Lage frostfrei sind (DIETZ & WEBER 2000). Im Rahmen der Neuschaffung kann es sich auch um eine Öffnung und Anreicherung mit Spaltenquartieren eines bereits bestehenden Kellers o. ä. handeln, sofern die geeigneten mikroklimatischen Bedingungen und Strukturen für ein Winterquartier der Zwergfledermaus erfüllt sind. Bei der Optimierung eines Winterquartieres wird je nach vorhandenen Defiziten das Angebot an Versteckmöglichkeiten erhöht, das Mikroklima verbessert und/oder das Quartier an sich gegen Störungen von außen gesichert.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme wird in Nähe zum bestehenden Winterquartier, in der Regel nicht weiter als 20 m (max. 100 m) entfernt, durchgeführt, da so sichergestellt wird, dass das Quartier während der spätsommerlichen Schwärmphase schnell gefunden wird.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Im Vordergrund stehen die relative Ungestörtheit des Einflugbereichs bzw. der näheren Umgebung sowie die mikroklimatische Eignung und der Spaltenreichtum des neuen Quartieres. So sollte die minimale Temperatur 1 bis 5,5° C und die Luftfeuchtigkeit zwischen 65 % und 85 % betragen (SIMON & KUGELSCHAFTER 1999).

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Aufgrund des starken Erkundungsverhaltens der Zwergfledermaus am Winterquartier ist davon auszugehen, dass auch neu angebotene Strukturen im Winterquartier erkundet und relativ kurzfristig zur Überwinterung genutzt werden. Im Rahmen dieses Erkundungsverhaltens, das auch außen an Quartieren stattfindet, können in der Nähe liegende, neugeschaffene Quartiere ebenfalls gefunden werden. Die Maßnahme ist in bis zu fünf Jahren wirksam. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es gibt gute Kenntnisse insbesondere im Hinblick auf die Optimierung bestehender Winterquartiere, die regelmäßig erfolgreich verläuft (z. B. KLAWITTER 1988). Neuanlagen von Winterquartieren wurden seit den 1980er Jahren verschiedentlich durchgeführt und gelten

aufgrund von Experteneinschätzungen als aussichtsreich, wenn der Erfolg auch selten ausreichend dokumentiert ist (BADE 1991). Hinreichende Wirksamkeitsbelege für die Neuschaffung von Winterquartieren fehlen noch. Die Experteneinschätzungen sind jedoch auch hier positiv.

Die Neuschaffung von Winterquartieren für Zwergfledermäuse kann nur bei kleineren Anlagen mit einigen Individuen erfolgen, nicht bei größeren (mit über 30 Individuen) oder sehr großen Quartieren – dann wäre die Erfolgswahrscheinlichkeit geringer. Unter dieser Voraussetzung wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingeschätzt.

2.f Zielkonflikte

Gebäudeeigentümer

2.g Risikomanagement

Als Risikomanagement sind Zählungen in den Winterquartieren und die Schaffung weiterer Spaltenverstecke sowie eine umfassende Beruhigung und Anbindung des Winterquartieres über Leitstrukturen vorzusehen.

2.h Weitere Anmerkungen

Die Optimierungsmöglichkeiten an vorhandenen Winterquartieren müssen im Einzelfall geprüft werden. Die Voruntersuchungen müssen genügend Erkenntnisse über die spezifische Nutzung eines Winterquartiers erbringen.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Mit der Beschränkung auf Winterquartiere für bis zu 30 Individuen weist diese Maßnahme aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Anlage von Leitstrukturen

3.a Maßnahmenbeschreibung

Die Anbindung einer Kolonie an besonders geeignete Jagdhabitats wie z. B. Stillgewässer wird durch die Anlage von linearen Gehölzstrukturen deutlich verbessert.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Das anzubindende Habitat sollte nicht weiter als 500 m vom Quartier entfernt sein.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Günstig wirkt sich eine Ergänzung bereits bestehender Strukturen aus.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Natürliche Leitstrukturen wie Gehölze benötigen eine gewisse Entwicklungszeit, die berücksichtigt und ggf. überbrückt werden muss. Bei adäquater Ausgestaltung kann jedoch die Wirksamkeit der Maßnahme innerhalb von fünf Jahren erreicht und die Entwicklungsdauer als kurz eingestuft werden.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Auf Transferflügen, beispielsweise ins Jagdgebiet, ist bei Zwergfledermäusen eine Orientierung an linearen Landschaftselementen mehrfach belegt (EICHSTÄDT & BASSUS 1995; JANSEN 1993; LIMPENS & KAPTEYN 1991). Von einer Nutzung neu angelegter Leitstrukturen ist daher auszugehen, zumal bei der Kleinen Hufeisennase in Experimenten bereits innerhalb weniger Wochen eine Nutzung von neuen Leitstrukturen nachgewiesen werden konnte (BONTADINA et al. 2006). Aus diesem Grund sowie aufgrund der Ökologie der Art und der positiven Experteneinschätzung ist eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit gegeben.

3.f Zielkonflikte

Es können Zielkonflikte mit der Landwirtschaft auftreten.

3.g Risikomanagement

Aufgrund der Anpassungsfähigkeit und der Häufigkeit der Art ist ein Risikomanagement nicht zwingend erforderlich.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme weist aufgrund der kurzfristigen Wirksamkeit und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Die Maßnahme kann jedoch keine direkte Beeinträchtigung von Fortpflanzungsstätten ausgleichen, sondern nur unterstützend für andere Maßnahmen oder für den Ausgleich von Beeinträchtigungen, wie z. B. den Verlust essenzieller Leitstrukturen dienen. Sie stellt daher i. d. R. keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar.

Eignung: Hoch (i. d. R. keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Für die stark an Siedlungen und anthropogene Landschaften angepasste Zwergfledermaus gibt es mehrere gut geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen. Da Sommerquartiere von der Zwergfledermaus schnell angenommen werden können, ist ein Ersatz gut möglich. Massenwinterquartiere lassen sich keinesfalls ersetzen, sondern lediglich optimieren. Neuschaffungen von Winterquartieren sind nur bei kleineren Individuengemeinschaften geeignet.

Die Anlage und Förderung von Leitstrukturen an bestehenden Flugrouten oder zur Erschließung von besonders geeigneten Jagdhabitaten ist ebenfalls gut durchführbar und mit hoher Prognosesicherheit wirksam. Ein Monitoring ist nur ausnahmsweise notwendig (AG Fledermäuse 2008).

Literaturverzeichnis

- AG FLEDERMÄUSE (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Fledermäuse, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- BADE, W. (1991): Drei Winterquartiere in Neuenkirchen, Landkreis Soltau-Fallingb. Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 26: 25-27.
- BONTADINA, F., HOTZ, T. & MÄRKI, K. (2006): Die Kleine Hufeisennase im Aufwind. Ursachen der Bedrohung, Lebensraumsprüche und Förderung einer Fledermausart. Haupt, Bern, 79 Seiten.
- DIETZ, M. & WEBER, M. (2000): Baubuch Fledermäuse - Eine Ideensammlung für fledermausgerechtes Bauen. Gießen, 252 Seiten.
- EICHSTÄDT, H. & BASSUS, W. (1995): Untersuchungen zur Nahrungsökologie der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*). Nyctalus 5: 561-584.
- FGSV (2008): Merkblatt zur Anlage von Querungshilfen für Tiere und zur Vernetzung von Lebensräumen an Straßen (MAQ). Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln, 48 Seiten.
- JANSEN, E. A. (1993): Fledermauskartierung 1992 in Kassel mit Detektoren. Nyctalus 4: 587-620.
- KLAWITTER, J. (1988): Einrichtung von Fledermausquartieren. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 81: 73-76.
- KRAPP, F. (Hrsg.) (2004): Handbuch der Säugetiere Europas, Band 4: Fledertiere, Teil II: Chiroptera II. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- LIMPENS, H. J. G. A. & KAPTEYN, K. (1991): Bats, their behaviour and linear landscape elements. Myotis 29: 39-48.
- SENDOR, T. & SIMON, M. (2003): Population dynamics of the pipistrelle bat: effects of sex, age and winter weather on seasonal survival. Journal of Animal Ecology 72: 308-320.
- SIMON, M. & BOYE, P. (2004): *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797). In: B. PETERSEN, G. ELLWANGER, G. BIEWALD, U. HAUKE, G. LUDWIG, P. PRETSCHER, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 503-511. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: Heft 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- SIMON, M., HÜTTENBÜGEL, S. & SMIT-VIERGUTZ, J. (2004): Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Dörfern und Städten. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 76. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 275 Seiten.
- SIMON, M. & KUGELSCHAFTER, K. (1999): Die Ansprüche der Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*) an ihr Winterquartier. Nyctalus 7: 102-111.

Feldhamster – *Cricetus cricetus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV (V ¹)
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	1, vom Aussterben bedroht

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte des Feldhamsters ist der Bau des Weibchens mit dem zugehörigen Revierzentrum. KAYSER & STUBBE haben in ihrer Untersuchung als Kernzone des Reviers (enthält 60 % der Peilungen bei telemetrischen Untersuchungen) weniger als 0,01 ha für Weibchen ermittelt. Innerhalb dieser Kernzone war die Nutzung wiederum ungleich verteilt. Die meisten Aktivitäten spielten sich in unmittelbarer Nähe eines oder mehrerer Hauptbaue ab (KAYSER & STUBBE 2003; KUPFERNAGEL 2007). Die Angaben zur Größe von Aktionsräumen schwanken allerdings stark. KUPFERNAGEL nennt Werte zwischen 0,01 und 0,6 ha bei Weibchen (verschiedene Autoren, zitiert in KUPFERNAGEL 2007). Daher sollte der Bereich im Radius von ca. 50 m (entspricht ungefähr 0,8 ha) um genutzte Baue als zum Bau gehöriges Revierzentrum und damit als Fortpflanzungsstätte angesehen werden.

Weibchen mit Jungtieren wechseln den Bau in der Regel selten, ansonsten ziehen Feldhamster üblicherweise nach einigen Tagen bis einem Monat um (BOYE & WEINHOLD 2004; KUPFERNAGEL 2007; LEOPOLD 2004). Verlassene Baue werden aber immer wieder, auch von anderen Feldhamstern, genutzt (KAYSER & STUBBE 2003) und sind damit ebenfalls als Fortpflanzungsstätte zu betrachten.

Als Fortpflanzungsstätte ist also die Summe der 50 m-Radius um alle vorhandenen Baue im betrachteten Gebiet anzusehen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Im Bereich des oben genannten 50 m-Radius um den Bau ist zumeist ein großer Teil der essenziellen Nahrungshabitate enthalten. Es ist im Einzelfall zu prüfen, ob im weiteren Umfeld der Fortpflanzungsstätte essenzielle Nahrungshabitate liegen, deren Verlust voraussichtlich zur Schädigung der Funktion der Fortpflanzungsstätte führt. Außerdem ist zu beachten, dass auch indirekte Einwirkungen, wie Änderungen des Grundwasserstandes, zu einer Beeinträchtigung oder Zerstörung der Fortpflanzungsstätte führen können.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Ruhestätten des Feldhamsters sind verschiedene Formen unterirdischer Baue. Winterkulturen, Ackerraine, Böschungen, Gräben, Hecken und junge Brachen dienen der Anlage von Winterbauen und als Ausweichquartiere während der Ernte und sind damit eine wichtige Habitatkomponente (BOYE & WEINHOLD 2004; LEOPOLD 2004; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005).

¹ Ungarische Populationen

Die Winterruhe (September bis März/April) findet im frostfreien Überwinterungsbau (Tiefe bis zu 2 m) statt, in dem auch die Wintervorräte eingelagert werden (BOYE & WEINHOLD 2004; LEOPOLD 2004; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005).

Alle aktuell genutzten Hamsterbaue im zu betrachtenden Gebiet sind als Ruhestätten anzusehen. Um die Zerstörung der eigentlichen Ruhestätte sicher zu verhindern, ist eine Pufferzone von 50 m um den Bau herum essenziell. Dadurch wird gewährleistet, dass Deckung und ein Mindestangebot an Nahrung um die Ruhestätte herum zur Verfügung stehen und dass keine Beeinträchtigung durch weiter reichende Wirkungen, wie Erschütterungen, entsteht. Die oben genannten, zur Anlage von Winterbauten und Ausweichquartieren genutzten Sonderstrukturen sind zu berücksichtigen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Aufgrund der hohen Wintersterblichkeit ist die Überwinterung eine sehr sensible Phase. Stoppelfelder oder andere essenzielle Nahrungshabitate sollten im Zusammenhang mit den Überwinterungsbauten berücksichtigt werden, da sie die Vorratsbeschaffung ermöglichen und eine erfolgreiche Überwinterung von der unmittelbaren Nähe verfügbarer Nahrungsressourcen abhängt (BOYE & WEINHOLD 2004; JORDAN 2001; KAYSER & STUBBE 2003; KUPFERNAGEL 2007; LEOPOLD 2004; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005). Die Größe der zur Vorratssuche benötigten Fläche wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst (verfügbare Nahrungspflanzen, Zeitpunkt der Mahd und der Bodenbearbeitung etc.). Auch gibt es zur Größe der Aktionsräume von Feldhamstern sehr unterschiedliche Angaben. Es ist davon auszugehen, dass Feldhamster durchaus mehrere hundert Meter mit Wintervorräten in den Backentaschen zurücklegen können (RIETSCHEL & WEINHOLD 2005). Allerdings wurden von verschiedenen Autoren mittlere Aktionsräume ermittelt, die deutlich kleiner waren (0,01-0,6 ha für Weibchen und 0,3-4,1 ha für Männchen) (verschiedene Autoren, zitiert in KUPFERNAGEL 2007). Dagegen findet man auch immer wieder Angaben, nach denen der Aktionsradius 200 m (Weibchen) bzw. 500 m (Männchen) beträgt (HELLWIG 2003; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005).

Bei entsprechender Bewirtschaftung der Äcker (Belassen von Erntestreifen, kein Stoppelumbruch) sollte eine Zone mit mindestens 100 m Radius um besiedelte Feldhamsterbaue als essenzieller Bereich zur Vorratsbeschaffung für den Winterschlaf geschont werden.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Aufgrund der engen Bindung des Feldhamsters an gut grabbare, tiefgründige und trockene Böden (BOYE & WEINHOLD 2004; LEOPOLD 2004; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005) können zur Abgrenzung der von lokalen Individuengemeinschaften besiedelten Räume klar gegeneinander abgrenzbare Acker- oder Bracheflächen gewählt werden, die diese Kriterien erfüllen. Solche Flächen können durchaus auch für die Feldhamster nicht geeignete Anteile umfassen.

Unter Berücksichtigung der oben genannten Aktionsradien (siehe „Fortpflanzungsstätte“ und „Ruhestätte“) und aufgrund ihrer überwiegenden Standorttreue sollten die Feldhamster geeigneter Teilhabitate als getrennte lokale Individuengemeinschaften angesehen werden, wenn die beiden Habitate mehr als 500 m voneinander entfernt sind.

Des Weiteren führen stark befahrene mehrspurige Straßen, deren Isolationswirkung nicht durch Schutzzäune und Querungshilfen aufgehoben ist, eine effektive Trennung lokaler Individuengemeinschaften herbei.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Eine genaue Bewertung der Individuengemeinschaft erfolgt aufgrund der Anzahl vorhandener Tiere, der Populationsstruktur und dem Vorhandensein von Jungtieren. Häufig muss aber in erster Linie auf die Zahl genutzter Baue abgestellt werden, da zur Ermittlung der Populationsstruktur aufwändige Fang-Wiederfang-Aktionen notwendig sind. Der günstigste Zeitpunkt zur Erfassung der Feldhamsterdichte ist das Frühjahr, da nur die Frühjahrsbaudichte mit der Zahl der im Gebiet vorhandenen Feldhamster identisch ist (HELLWIG 2001, 2004a, b; KUPFERNAGEL 2007; ZIMMERMANN 2000).

Habitat

Der Feldhamster benötigt gut grabbare, tiefgründige Böden, bevorzugt Löß- oder Lehmböden. Der Grundwasserspiegel muss mindestens 1,2 m unter der Bodenoberfläche liegen. Positiv zu werten ist eine Bereicherung der Struktur durch Ackerraine, Hecken oder nicht zu alte Brachflächen.

Die Bewertung des Habitats erfolgt darüber hinaus anhand des Zeitpunktes, zu dem die angebaute Feldfrucht den Feldhamstern ausreichend Deckung bietet, des Umbruchszeitpunktes, des Anteils von Rückzugsbereichen (Ackerraine, Dauerbrachen, Hecken etc.), der angebauten Feldfrüchte, des Zeitpunktes der Neueinsaat und der Art der Bewirtschaftung (MEINIG 2006b).

Gefährdung

Hauptgefährdungen der verbliebenen Feldhamsterpopulationen sind der Verlust des Lebensraumes (z. B. Ansiedlung von Industriegebieten o. ä.) und die Intensivierung oder Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung. Aufgrund seiner speziellen Ansprüche ist der Feldhamster an eine extensive landwirtschaftliche Nutzung mit wechselnden Feldfrüchten (bevorzugt Weizen und Luzerne) angepasst. Schädigend für die Population sind künstliche Bewässerung der Flächen, Einsatz von Rodentiziden, zu tiefe Bodenbearbeitung und frühzeitige Schwarzbrache. Aufgrund der geringen Größe der meisten verbliebenen Feldhamsterpopulationen stellt im Allgemeinen jede weitere Zerschneidung eine massive Bedrohung des Fortbestandes der betroffenen Population dar (MEINIG 2006b).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Nutzungsextensivierung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Die zu entwickelnde Fläche wird aus der intensiven Nutzung genommen. Es ist anzustreben, die angebauten Feldfrüchte nach der Eignung für Feldhamster auszuwählen. Besonders geeignet erscheinen Getreide und Luzerne. Zuckerrüben sind aufgrund der schlechten Deckungssituation weniger geeignet. Ähnliches gilt für Erbsen, die aber als wichtige Blatt-

frucht zwischen mehrfachem Getreideanbau angesehen werden (KAYSER & STUBBE 2003). Eine möglichst späte und oberflächliche Bodenbearbeitung ist wünschenswert. Belassung von „Erntestreifen“ auf den Feldern, die bis zur Aussaat der Folgefrucht stehen bleiben, erhöht die Strukturvielfalt (<http://www.feldhamster.de/schutz.html>). Um das Risiko einer Rückwanderung in die alte Fläche zu minimieren (KUPFERNAGEL 2007), müssen gegebenenfalls geeignete Sperreinrichtungen installiert werden. Optimal wäre hier eine Lösung, die den Feldhamstern die Einwanderung in die Fläche ermöglicht, die Auswanderung aber verhindert. WEINHOLD berichtet von einer erfolgreichen Lösung in Form eines PVC-Zaunes, der 30 cm tief eingegraben wurde und 90 cm hoch war. In den Zaun wurden Katzenklappen eingebaut, die es ermöglichten, dass kleine Säugetiere aus dem abgezaunten Bereich heraus gelangen konnten (WEINHOLD 2008). Hier muss allerdings darauf geachtet werden, dass die Katzenklappen nicht durch aufwachsende Vegetation oder ähnliches blockiert bzw. permanent offen gehalten werden.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im besiedelten Habitat, unmittelbar angrenzend oder maximal 200 m entfernt. Für Feldhamsterweibchen werden von verschiedenen Autoren 200 m als Aktionsradius angegeben (HELLWIG 2003; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005). Sind aktuell besiedeltes Habitat und Maßnahmenfläche nicht identisch, so dürfen zwischen den beiden Flächen keine Barrieren in Form von Straßen, Wald, Siedlungen oder dergleichen liegen. Die selbstständige Wieder- bzw. Neubesiedlung durch die Feldhamster wird in diesem Fall vorausgesetzt. Bei der Wahl von Maßnahmenflächen sollten möglichst die Richtwerte für Mindestabstände des bayerischen Artenhilfsprogramms eingehalten werden (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT 2008): ca. 250 m zu Siedlungen, stark befahrenen Straßen und Bahnlinien, bewohnten Gebäuden im Außenbereich, permanent Wasser führenden Gewässern, Wäldern, Hecken und Feldgehölzen sowie ca. 100 m zu wenig befahrenen Straßen und Bahnlinien, unbewohnten Gebäuden im Außenbereich und Entwässerungsgräben, Regenrückhaltebecken u. ä.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Tiefgründige, nicht zu feuchte Böden (Grundwasserstand wenigstens 1,2 m unterhalb der Erdoberfläche). Zur Anlage von Bauen sind besonders Löss- oder Lehmböden geeignet. Strukturbereicherung durch Ackerraine, junge Brachflächen und Heckenstrukturen ist von Vorteil (BOYE & WEINHOLD 2004; LEOPOLD 2004; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005). Als Mindestgröße für eine Fläche, auf der Schutzmaßnahmen ergriffen werden, geben KAYSER & STUBBE 10-20 ha an, bei einer Frühjahrsbaudichte von ein bis zwei Bauen pro Hektar (KAYSER & STUBBE 2003).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Anpassung der Bewirtschaftung wird in der nächsten Vegetationsperiode wirksam. Wird die Maßnahme nicht auf aktuell besiedelten Flächen durchgeführt, so müssen zwei bis fünf Jahre bis zur Besiedlung veranschlagt werden. Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Umsetzung der Maßnahme in der angegebenen Zeit ist bei Verfügbarkeit geeigneter Flächen und Bereitschaft zur Mitarbeit seitens der Landwirtschaft zu erreichen. Grenzen die Maßnahmenfläche und die ursprünglich besiedelte Fläche nicht unmittelbar aneinander, so wird der Zeitbedarf bis zur Besiedlung der Fläche durch Feldhamster von mehreren Faktoren beeinflusst. Da Feldhamster sehr ortstreu sind und kleine Aktionsräume haben (KAYSER & STUBBE 2003; KUPFERNAGEL 2007), hängt die Schnelligkeit der Besiedlung zunächst davon

ab, wie groß die Entfernung zwischen den Flächen ist. Außerdem wird sich die Besiedlungsdichte und Qualität der Ursprungsfläche auswirken. KUPFERNAGEL stellte zum Beispiel fest, dass die Ausbreitung einer der untersuchten Populationen in benachbarte Flächen bei einer Dichte von zehn Individuen pro Hektar erfolgte (KUPFERNAGEL 2007). Nach Literaturangaben ist aber davon auszugehen, dass die Maßnahme mit hoher Sicherheit erfolgreich ist, wenn die genannten Rahmenbedingungen erfüllt sind (GALL 2006; HELLWIG 2001, 2003; KAYSER & STUBBE 2003; KUPFERNAGEL 2007; RIETSCHEL & WEINHOLD 2005; WEINHOLD 2008) (<http://www.feldhamster.de/schutz.html>). Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme wird als hoch eingeschätzt.

1.f Zielkonflikte

In den meisten Fällen wird sich ein Zielkonflikt mit der Landwirtschaft ergeben, der über Ausgleichszahlungen zu lösen sein wird. Die dauerhafte Sicherstellung der Pflege/Nutzung nach einem abgestimmten Konzept ist erforderlich.

1.g Risikomanagement

Da es zu dieser Maßnahme kaum dokumentierte Effizienzkontrollen gibt und sehr unterschiedliche Erkenntnisse zur Eignung bestimmter Feldfrüchte (v. a. Luzerne) vorliegen (KAYSER & STUBBE 2003), ist generell ein begleitendes Risikomanagement mit Monitoring der Bestandsentwicklung und ggf. Anpassung der landwirtschaftlichen Nutzung vorzusehen.

1.h Weitere Anmerkungen

Im Allgemeinen wird diese Maßnahme im Rahmen vertraglicher Vereinbarungen durchgeführt werden und damit immer von der Bereitschaft zur Mitarbeit seitens der betroffenen Landwirte abhängig sein. Um zu vermeiden, dass bei Änderungen der Umstände (steigende Preise für bestimmte Feldfrüchte, verstärkte Nachfrage nach Energiepflanzen o. ä.) die Landwirte den Pflegevertrag aus wirtschaftlichen Gründen nicht mehr verlängern, ist es vorteilhaft, wenn die betroffene Fläche in öffentlicher Hand ist und die Landwirte als Pächter auftreten (WEINHOLD 2008). Anders ist die langfristige Sicherung schwer zu erreichen. Die Besiedlung der Flächen wird voraussichtlich vor allem durch abwandernde Jungtiere erfolgen.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die kurze Entwicklungsdauer ist abhängig von der Einhaltung der maximalen Entfernung (siehe „Anforderungen an die räumliche Nähe“) zwischen aktuell besiedelter und zu besiedelnder Fläche. Aufgrund der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit weist die Maßnahme dann eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Schaffung hamstergerecht bewirtschafteter Ackerflächen

2.a Maßnahmenbeschreibung

Bedingungen für „hamstergerechten Ackerbau“: Streifenförmiger Anbau von Wintergetreide, Luzerne und Sommergetreide (mindestens 5 m Breite). Wegen Selbstunverträglichkeit des Getreides jährlicher Wechsel zwischen Weizen, Hafer und Roggen (Wintergetreide) und Weizen, Gerste und Roggen (Sommergetreide), Bodenbearbeitung erfolgt nur zwischen dem 15. Oktober und dem 31. März, beim Sommergetreide im Frühjahr. Schlägeln der Getreidestreifen frühestens am 15. Oktober, Umbruch einmal im Jahr. Schlägeln oder Mähen der

Luzerne Mitte Mai bis Mitte Juni. Alle drei Jahre Umbruch und Neuanlage gemeinsam mit den Getreidestreifen (gegebenenfalls Wechsel von Getreide zu Luzerne). Kein Einsatz von Gülle, Jauche oder Pflanzenschutzmitteln (vor allem keine Rodentizide), keine Bewässerung und kein Tiefenumbruch bzw. -lockerung. Ernte und Mahd nur am Tage („Kompensationsmaßnahmen für den Feldhamster“, <http://www.feldhamster.de/schutz.html>). Sind aktuell besiedelte Fläche und Maßnahmenfläche nicht identisch, müssen gegebenenfalls geeignete Sperreinrichtungen installiert werden, um das Risiko einer Rückwanderung in die alte Fläche zu minimieren (KUPFERNAGEL 2007). Optimal wäre hier eine Lösung, die den Feldhamstern die Einwanderung in die Fläche ermöglicht, die Auswanderung aber verhindert (vergleiche „Maßnahmenbeschreibung“ Maßnahme 1).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die kurze Entwicklungsdauer ist abhängig von der Einhaltung der maximalen Entfernung (siehe „Anforderungen an die räumliche Nähe“) zwischen aktuell besiedelter und zu besiedelnder Fläche. Aufgrund der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit weist die Maßnahme dann eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Vergrämung / Anlockung in angrenzende aufgewertete Habitate

3.a Maßnahmenbeschreibung

Die Eingriffsfläche wird brachgelegt. Gleichzeitig werden auf benachbarten Feldern Feldfrüchte angebaut, deren Attraktivität für Feldhamster mit zunehmender Entfernung ansteigt (Hackfrüchte -> Getreide -> Luzerne). Dadurch sollen die Feldhamster zur Auswanderung bewegt werden. Zu berücksichtigen ist, dass die Feldhamster dabei pro Jahr höchstens 50-70 m zurücklegen! Zusätzliche Umsetzungsmaßnahmen müssen daher in Betracht gezogen

werden (HELLWIG 2004a). Allerdings werden diese deutlich weniger aufwändig sein, als eine Komplettumsiedlung. Um das Risiko einer Rückwanderung in die alte Fläche zu minimieren (KUPFERNAGEL 2007), müssen gegebenenfalls geeignete Sperreinrichtungen installiert werden. Optimal wäre hier eine Lösung, die den Feldhamstern die Einwanderung in die Fläche ermöglicht, die Auswanderung aber verhindert (vergleiche „Maßnahmenbeschreibung“ Maßnahme 1). Ziel ist es letztlich, die Feldhamster auf eine Fläche zu vergrämen/locken, auf der sie in Zukunft bleiben können. Dies kann eine bereits geeignete Fläche sein oder eine, die zunächst entsprechend aufgewertet wird. Sie darf aber nicht bereits vom Feldhamster besiedelt sein, da sich sonst der Erfolg der Maßnahme nicht zuverlässig ermitteln lässt.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Möglichst unmittelbar angrenzend an die betroffene Fläche. Je größer die Entfernung zwischen der betroffenen und der Zielfläche ist, desto länger ist der Vorlauf der Maßnahme. Keine Barrieren in Form von Straßen, Wald, Siedlungen oder dergleichen. Die Entfernung darf maximal 100 m betragen.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Anpassung der Bewirtschaftung wird in der nächsten Vegetationsperiode wirksam. Die Zeitdauer bis zur Besiedlung der Zielfläche ist davon abhängig, wie groß die Entfernung zwischen Ursprungs- und Zielfläche ist. Es ist wohl davon auszugehen, dass die Feldhamster bei dieser Methode pro Jahr nur 50-70 m zurücklegen (HELLWIG 2004a). Liegen die beiden Flächen nicht mehr als 100 m auseinander, so ist eine Umsetzung der Maßnahme in weniger als fünf Jahren möglich. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Grundidee dieser Maßnahme basiert auf der Beobachtung, dass Feldhamster aufgrund der Bewirtschaftung im Jahresverlauf sehr unterschiedliche Bedingungen auf den Flächen vorfinden und dementsprechend saisonal ihre Aktionsräume wechseln müssen. Wegen der grundsätzlich geringen Mobilität der Tiere wird allerdings davon ausgegangen, dass jährlich nur geringe Entfernungen zurückgelegt werden. Es ist nach der Literaturlage zu erwarten, dass die Aussicht auf einen erfolgreichen Verlauf der Maßnahme als hoch einzuschätzen ist (HELLWIG 2004a; KAYSER & STUBBE 2003; KUPFERNAGEL 2007).

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

3.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die kurze Entwicklungsdauer ist abhängig von der Einhaltung der maximalen Entfernung (siehe „Anforderungen an die räumliche Nähe“) zwischen aktuell besiedelter und zu besiedelnder Fläche. Aufgrund der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit weist die Maßnahme

dann eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Da in dieser Maßnahme neben der Vergrämung aus der Eingriffsfläche auch die Aufwertung der Zielfläche enthalten ist, ist sie als eigenständige Maßnahme zu werten. Sie kann aber auch unterstützend im Zusammenhang mit anderen Maßnahmen eingesetzt werden.

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Winterfütterung

4.a Maßnahmenbeschreibung

Da die Überwinterung eine sensible Phase ist (JORDAN 2001; KAYSER & STUBBE 2003; KUPFERNAGEL 2007; LEOPOLD 2004), wird im Bereich der genutzten Baue die Feldfrucht nicht geerntet oder es wird Getreide ausgebracht, das die Feldhamster als Wintervorrat eintragen können. Der Umbruch nach der Ernte erfolgt möglichst spät, um eine ungestörte Vorbereitung der Feldhamster auf die Überwinterung zu ermöglichen. Es erfolgt kein Tiefenumbruch.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme erfolgt im besiedelten Gebiet in unmittelbarer Nähe der genutzten Baue. Sie kann auch zur Verbesserung der Bedingungen auf Umsiedlungsflächen o. ä. eingesetzt werden.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme wird über die Senkung der Wintersterblichkeit innerhalb eines Jahres wirksam. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Erfahrungswerte zur Winterfütterung des Feldhamsters liegen nicht vor, die Eignung ergibt sich allerdings als Analogieschluss aus der Tatsache, dass die Überwinterung eine besonders sensible Phase hinsichtlich der Nahrungsversorgung ist (JORDAN 2001; KAYSER & STUBBE 2003; KUPFERNAGEL 2007; LEOPOLD 2004). Es ist daher zu erwarten, dass eine Verbesserung der Nahrungssituation auf vormals konventionell bewirtschafteten Flächen die Überlebenschancen der Feldhamster während der Überwinterung deutlich erhöht, so dass der Maßnahme eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit zugewiesen wird.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

4.g Risikomanagement

Diese Maßnahme ist nicht erprobt und muss daher durch ein geeignetes Monitoring abgesichert werden. Im Risikomanagement sind zusätzliche Maßnahmen vorzusehen.

4.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist nur als begleitende Maßnahme im Rahmen eines Risikomanagements anzuwenden.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Zur Absicherung von Umsiedlungen und Neuschaffung von Feldhamsterlebensräumen sowie als temporäre kurzfristige Überbrückung weist die Maßnahme eine hohe Eignung auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Sie stellt jedoch keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar.

Eignung: Hoch (keine eigenständige Maßnahme)

5. Maßnahme: Umsiedlung

5.a Maßnahmenbeschreibung

Die auf der Eingriffsfläche lebenden Feldhamster werden nach den Richtlinien der IUCN zur Wiederansiedlung und Umsiedlung auf eine vorher entsprechend aufzuwertende Fläche umgesiedelt (IUCN 1987; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP 1998).

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Für die Vorbereitung der zu besiedelnden Fläche sollten ein bis zwei Jahre veranschlagt werden, um eine möglichst optimale Ausstattung zu sichern. Die Umsiedlung selbst sollte über mindestens zwei Jahre durchgeführt werden, um möglichst viele Tiere abfangen zu können. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Diese Maßnahme wird häufig angewandt, allerdings scheint es kaum längerfristige Erfolgskontrollen zu geben und viele Autoren bezweifeln die Eignung dieser Maßnahme (s. a. „Weitere Anmerkungen“). Es gibt allerdings durchaus auch Berichte über erfolgreiche Feldhamsterumsiedlungen. So hat KUPFERNAGEL im Rahmen ihrer Doktorarbeit unter anderem eine Umsiedlung wissenschaftlich begleitet, die zu einer Verbesserung des Erhaltungszustandes der betroffenen Population führte. Dies war vor allem auf die Bewirtschaftungsart und Habitatqualität zurückzuführen (KUPFERNAGEL 2007). Daher kann dieser Maßnahme eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit attestiert werden.

5.f Zielkonflikte

Es können Zielkonflikte mit der Landwirtschaft (Bewirtschafter der Umsiedlungsfläche) auftreten. Diese werden über vertragliche Regelungen zu lösen sein. Die dauerhafte Sicherstellung der Pflege/Nutzung nach einem abgestimmten Konzept ist erforderlich.

5.g Risikomanagement

Da starke Zweifel an der Eignung dieser Maßnahme bestehen (s. a. „Weitere Anmerkungen“) ist generell ein begleitendes Risikomanagement der Bestandsentwicklung und der landwirtschaftlichen Nutzung vorzusehen. Als unterstützende Maßnahme könnte unter anderem eine Winterfütterung durchgeführt werden

5.h Weitere Anmerkungen

Eine Umsiedlung wird von vielen Autoren als letzter Ausweg gesehen, der nur in Notfällen besprochen werden sollte (INTERNATIONALER ARBEITSKREIS FELDHAMSTER 2001; JORDAN 2001; KUPFERNAGEL 2007; MONECKE 2004; NECHAY 2000) (<http://www.feldhamster.de/schutz.html>). Einige Autoren halten eine Umsiedlung gar für unmöglich (MUSCHKETAT & KLAMROTH, zitiert in MONECKE 2004). Grund ist die stark gesteigerte Wanderaktivität bei umgesiedelten Feldhamstern (erhöhtes Prädationsrisiko, Verlust durch Abwanderung). Dazu kommt eine erhöhte Wintersterblichkeit bei Umsiedlung nach der Reproduktionsphase, weswegen Umsiedlungen im Frühjahr vorzuziehen sind (JORDAN 2001; KUPFERNAGEL 2007; MONECKE 2004). Feldhamster reproduzieren in Mitteleuropa überwiegend als Einjährige, wodurch ein Reproduktionsverlust in einem Jahr als voller Reproduktionsverlust auf die Population durchschlägt (KAYSER & STUBBE 2003). Ein weiteres Problem ist nach KUPFERNAGEL die schwer zu realisierende Mindestgröße einer überlebensfähigen Population, die gemäß von ihr zitierter Angaben für Säuger 150 bis 200 Individuen betragen sollte (PLACHTER 1985 und JEDICKE 1994 zitiert in KUPFERNAGEL 2003). Die meisten verbliebenen Populationen sind deutlich kleiner, so dass es selten möglich sein wird, eine ausreichende Anzahl von Tieren für eine Erfolg versprechende Umsetzung zu fangen (KUPFERNAGEL 2003; MEINIG 2006b). KUPFERNAGEL (2007) sieht sowohl bezüglich der Mindestpopulationsgröße als auch bezüglich des Populations-Minimalareales noch Forschungsbedarf. Darüber hinaus wird es häufig schwer sein, geeignete Flächen ausreichender Größe zu finden und dauerhaft zu sichern. Der Frühjahrsbestand einer überlebensfähigen Population sollte mindestens 0,5 Tiere pro Hektar betragen (KUPFERNAGEL 2003, 2007). Nach MONECKE (2004) kann der Umsetzungsstress sich negativ auf die Synchronisation der circannualen Rhythmik der Feldhamster auswirken. Dies kann eine Verschiebung der Reproduktionsphase und damit einen beträchtlichen Reproduktionsausfall zur Folge haben. Störungen durch künstliches Licht, Fänge und Umsetzungen sollten deshalb in der empfindlichen Synchronisationsphase (circa 15. Mai bis 15. Juli) unterlassen werden (ebd.). Um das Risiko einer Rückwanderung in die alte Fläche zu minimieren (KUPFERNAGEL 2007), müssen gegebenenfalls geeignete Sperreinrichtungen installiert werden. Optimal wäre hier eine Lösung, die den Feldhamstern die Einwanderung in die Fläche ermöglicht, die Auswanderung aber verhindert (vergleiche „Maßnahmenbeschreibung“ Maßnahme 1). Zum Schutz der anzusiedelnden Tiere vor Prädatoren ist zu empfehlen, dass sie in einem Gehege ausgesetzt werden, von dem aus sie sich Baue graben können. Es können auch gegrabene Baue angeboten werden (JORDAN 2001). Eine erhöhte Erfolgswahrscheinlichkeit besteht, wenn die Umsiedlung in ehemals von Hamstern genutzte Flächen, am besten mit noch vorhandenen Bauen erfolgt. Die ehemalige Nutzung ist der sicherste Indikator, dass geeignete Standort-/Bodeneigenschaften vorhanden sind (REHFELD 2009).

Die IUCN-Richtlinien zur Wiederansiedlung und Umsiedlung sind zu beachten (IUCN 1987; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP 1998). Siehe auch Maßnahme 1.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der Zweifel an der Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme, die etliche Autoren äußern (siehe „Weitere Anmerkungen“), ist die Eignung dieser Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme trotz der relativ kurzfristigen Wirksamkeit nur als „mittel“ anzusetzen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die genaue Dokumentation der Entwicklung der umgesiedelten Population ist unverzichtbar.

Eignung: Mittel

6. Maßnahme: Erhaltungszucht zur Stärkung bestehender Vorkommen

6.a Maßnahmenbeschreibung

Bedrohte, rückläufige oder zu kleine Vorkommen des Feldhamsters werden in Gefangenschaftszucht genommen, um die Individuenzahl zu erhöhen, andere Populationen zu stärken oder eine Population vor der Umsiedlung zu stärken. Dazu werden gegebenenfalls bereits besiedelte Flächen bzw. neu zu besiedelnde Flächen aufgewertet. Die Durchführung der Maßnahme muss sich an den Vorgaben der IUCN orientieren (IUCN 1987; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP 1998).

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Grundsätzlich bestehen keine großen Anforderungen an die räumliche Nähe. Es müssen allerdings populationsgenetische Aspekte beachtet werden. Dabei ist vor allem Wert auf eine möglichst große genetische Vielfalt der Zuchtpopulationen zu legen. Die ehemals vorgenommene Unterscheidung von Unterarten beim Feldhamster entspricht nicht mehr dem aktuellen Kenntnisstand (WEINHOLD 2008).

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Für Aufbau und Vorbereitung einer Zuchtstation und die Vorbereitung der zu besiedelnden Fläche sind sicherlich ein bis zwei Jahre zu veranschlagen, wobei es allerdings umfangreiche Erfahrungen mit der Gefangenschaftszucht von Feldhamstern gibt (WEINHOLD 2008). Aufgrund der hohen potenziellen Reproduktionsrate der Tiere, sollte es möglich sein, innerhalb weiterer ein bis zwei Jahre erste Tiere zur Ansiedlung zur Verfügung zu stellen. Schwierig wird lediglich die Beschaffung einer ausreichend großen Zahl an Zuchttieren mit entsprechender populationsgenetischer Ausgangsbasis sein. Vom Aufbau der Zucht bis zur Aussetzung und Etablierung der Population wird daher ein Zeitraum von über fünf Jahren veranschlagt. Deutlich verkürzt wird die Entwicklungszeit, wenn ein bereits bestehendes Zuchtprogramm genutzt werden kann. Solche bestehen zum Beispiel in den Niederlanden (Zoo Rotterdam, Gaia Park Kerkrade), in Frankreich (Zoo Mulhouse und Centre de Cigognes Hunawehr) und in Deutschland (Zoo Heidelberg). Allerdings stammen die meisten Tiere dieser Zuchten aus dem Elsass und eine breitere genetische Streuung ist dringend erforderlich (WEINHOLD 2008). Die Maßnahme wird meist nur mittelfristig wirksam sein.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Zur Gefangenschaftszucht des Feldhamsters liegen bereits reiche Erfahrungen vor (siehe 6.d Entwicklungsdauer). Das niederländische Zuchtprogramm zur Wiederansiedlung von Feldhamstern hat bereits Erfolge zu verbuchen und wird als eine gute Schutzmaßnahme angesehen (WEINHOLD 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als sehr hoch anzusehen.

6.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 4.

6.g Risikomanagement

Auch wenn aus den Niederlanden positive Erfahrungen mit dieser Maßnahme vorliegen, ist ein intensives Risikomanagement erforderlich, da es unterschiedliche Erkenntnisse zu geeigneten Feldfrüchten gibt (KAYSER & STUBBE 2003) und bei umgesetzten Tieren eine

starke Neigung zur Abwanderung besteht (KUPFERNAGEL 2007).

6.h Weitere Anmerkungen

Aufgrund der erhöhten Wanderfreudigkeit umgesetzter Feldhamster kann eine Zäunung der Ansiedlungsfläche notwendig sein (vergleiche „Maßnahmenbeschreibung“ Maßnahme 1). Zum Schutz der anzusiedelnden Tiere vor Prädatoren ist zu empfehlen, dass sie in einem Gehege ausgesetzt werden, von dem aus sie sich Baue graben können. Es können auch gegrabene Baue angeboten werden (JORDAN 2001). Die IUCN-Richtlinien zur Wiederansiedlung und Umsiedlung sind zu beachten (IUCN 1987; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP 1998).

Siehe auch Maßnahme 1.

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der zu erwartenden längeren Laufzeit, z. B. wenn die Beschaffung einer ausreichenden Anzahl an Zuchttieren auf Schwierigkeiten stößt, wird die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme trotz der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit als mittel eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel (Bei ausreichender Anzahl an Zuchttieren; keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für den Feldhamster sind bei Vorliegen der genannten Voraussetzungen in einem vertretbaren Zeitrahmen durchzuführen, bedürfen aber grundsätzlich eines Monitorings und Risikomanagements.

Bei WEINHOLD findet sich eine tabellarische Auflistung von Schutzmaßnahmen und ihrer Effekte, die im Zusammenhang mit Maßnahmen für den Feldhamster beachtet werden sollten (WEINHOLD 2008).

Literaturverzeichnis

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2008): Feldhamster in Bayern, Augsburg.

BOYE, P. & WEINHOLD, U. (2004): *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758). In: B. PETERSEN, G. ELLWANGER, G. BIEWALD, U. HAUKE, G. LUDWIG, P. PRETSCHER, E. SCHRÖDER & A. SSYMAN (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 379-384. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.

GALL, M. (2006): Die Situation des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) im Limburger Becken im Jahr 2006. Gutachten im Auftrag von: Büro für Freiraumplanung und Ökologie, Butzbach: 29 Seiten.

HELLWIG, H. (2001): Artenschutzprojekt Feldhamster (*Cricetus cricetus*) in Rheinland-Pfalz. Jahrbücher des Nassauischen Vereins für Naturkunde 122: 201-206.

HELLWIG, H. (2003): Infoblatt für Feldhamsterhöfe. L. RHEINHESSEN-NAHE, Alzey. 2 Seiten

HELLWIG, H. (2004a): Feldhamster-Lenkungsmaßnahmen im Bebauungsplangebiet HE 116. Landschaftspflegeverband Rheinhessen-Nahe e.V.: 9 Seiten.

HELLWIG, H. (2004b): Kartierbericht Feldhamster- Bestandsaufnahme für das Baugebiet HE

- 116 der Stadt Mainz. Landschaftspflegeverband Rheinhessen-Nahe e.V.: 9 Seiten.
- INTERNATIONALER ARBEITSKREIS FELDHAMSTER (2001): Empfehlung des Internationalen Arbeitskreises Feldhamster an Behörden bei Eingriffen in Populationen des Feldhamsters. Jahrbücher des Nassauischen Vereins für Naturkunde 122: 223-225.
- IUCN (1987): Translocation of Living Organisms: Introductions, Re-Introductions and Re-Stocking. Gland: 13 Seiten.
- IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP (1998): Guidelines for Re-introductions. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 10 Seiten.
- JORDAN, M. (2001): Reintroduction and restocking programmes for the Common Hamster (*Cricetus cricetus*) - issues and protocols (Programme zur Wiederansiedlung und Bestandsstützung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) - Fragen und Vorgehensweise). Jahrbücher des Nassauischen Vereins für Naturkunde 122: 167-177.
- KAYSER, A. & STUBBE, M. (2003): Untersuchungen zum Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftung auf den Feldhamster *Cricetus cricetus* (L.), einer Leit- und Charakterart der Magdeburger Börde. Tiere im Konflikt 7: 1-148.
- KUPFERNAGEL, C. (2003): Raumnutzung umgesetzter Feldhamster *Cricetus cricetus* (LINNAEUS, 1758) auf einer Ausgleichsfläche bei Braunschweig. Braunschweiger naturkundliche Schriften 6: 875-887.
- KUPFERNAGEL, C. (2007): Populationsdynamik und Habitatnutzung des Feldhamsters (*Cricetus cricetus*) in Südost-Niedersachsen - Ökologie, Umsiedlung und Schutz. Dissertation Technische Universität Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig Braunschweig: 115 Seiten.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MEINIG, H. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes des Feldhamsters *Cricetus cricetus* (LINNAEUS, 1758). In: P. SCHNITZER, C. EICHEN, G. ELLWANGER, M. NEUKIRCHEN & E. SCHRÖDER (Hrsg.). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland, Seiten 339-340. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- MONHECKE, S. (2004): Saisonale Rhythmen und ihre Synchronisation beim Europäischen Feldhamster (*Cricetus cricetus*). Dissertation Universität Stuttgart Stuttgart: 178 Seiten.
- NECHAY, G. (2000): Status of Hamsters: *Cricetus cricetus*, *Cricetus migratorius*, *Mesocricetus Newtoni* and other hamster species in Europe. Council of Europe, Strasbourg: 73 Seiten.
- REHFELD, G. (2009): Artenschutz in der Praxis, Umsiedlung von Feldhamstern im Zuge des Neubaus der OU Vechelde B1. Vortrag auf der VSVI-Tagung Umweltverträglichkeitsprüfung im Verkehrswegebau, 12.02.2009 Hildesheim.
- RIETSCHEL, G. & WEINHOLD, U. (2005): Feldhamster *Cricetus cricetus* (Linnaeus, 1758). In: M. BRAUN & F. DIETERLEN (Hrsg.). Die Säugetiere Baden-Württembergs, Seiten 277-288. 2. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- WEINHOLD, U. (2008): Draft European Action Plan for the conservation of the Common hamster (*Cricetus cricetus*, L. 1758). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, Strasbourg. Council of Europe. 36
- ZIMMERMANN, W. (2000): Förderung von Artenhilfsmaßnahmen in Thüringen am Beispiel des Feldhamsters (*Cricetus cricetus* L., 1758). Schriftenreihe der Thüringer Landesanstalt für Umwelt 40: 29-34.

Fischotter – *Lutra lutra*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	3, gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte des Fischotters ist der Wurfbau sowie eine störungsarme Zone mit einem Radius von mindestens 200 m bzw. mit mindestens 200 m Uferlänge auf- und abwärts des Baues, da hier wesentliche Teile der Jungenaufzucht stattfinden. Da es keine ausgeprägte Ranzzeit gibt (Paarung von April bis September) und auch die Jungen mitunter erst nach einem Jahr selbstständig werden, sind Paarung und Jungenaufzucht zeitlich und räumlich darüber hinaus kaum einzuengen. Jungtiere können das ganze Jahr über im Streifgebiet der Fähe angetroffen werden und die Paarung findet an einem unbestimmten Ort im Männchenrevier statt (LEOPOLD 2004; MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999; REUTHER 1993; SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2004; TUMANOV 2002; VOGEL & HÖLZINGER 2005). Eine Einbeziehung dieses insgesamt für Fortpflanzungsaktivitäten genutzten Areals in die Fortpflanzungsstätte selbst ist nicht möglich, da im Allgemeinen keine ausreichend regelmäßig und obligatorisch genutzten Teilbereiche darin abzugrenzen sein werden. Im Einzelfall ist dies zu überprüfen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Über die Fortpflanzungsstätte hinaus ist das von der Fähe mit den Jungtieren genutzte Streifgebiet als essenzielles Teilhabitat zu betrachten. Dabei ist eine Angabe zum minimalen Raumanspruch schwierig, da die Größe des benötigten Gebietes sehr stark vom Strukturreichtum des Lebensraumes und der Nahrungsverfügbarkeit abhängt (VOGEL & HÖLZINGER 2005; WEBER 1990). Folglich sind die in der Literatur angegebenen Größen von Otterstreifgebieten extrem unterschiedlich (s. a. „Räumlicher Zusammenhang“).

Die Größe der essenziellen Teilhabitate muss also von Fall zu Fall, je nach der Struktur- und Nahrungsausstattung, ermittelt werden. Es sollte dabei ein Gebiet von wenigstens 300 ha um den Bau als minimales Streifgebiet betrachtet werden, in dem die essenziellen Nahrungshabitate verteilt liegen. In diesem Suchraum sind die essenziellen Nahrungshabitate abzugrenzen und ihre Erreichbarkeit für den Fischotter sicher zu stellen. Bei Fließgewässern ist die lineare Struktur des Streifgebietes zu beachten. In Seen- oder Teichlandschaften hingegen kann das Streifgebiet eher flächig ausgebildet sein.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Als Schlafplatz und Tagesversteck dienen Baue anderer Arten (Biber, Fuchs, Dachs, Bisam) und Sassen (LEOPOLD 2004). Außerdem werden Anhäufungen von Pflanzenmaterial, Steinhäufen, Buschwerk, Strauchschichten im Wald, Dickichte und Wurzelteller genutzt (VOGEL & HÖLZINGER 2005; WEBER 1990). Die Ruhestätten liegen überwiegend gewässernah. Daher ist in von Fischottern regelmäßig frequentierten Bereichen, die solche Strukturen

bieten, ein störungsarmer Uferrandstreifen von mindestens 30 m Breite auf beiden Seiten des Fließgewässers von essenzieller Bedeutung zur Sicherung der Eignung als Ruhestätte (MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999).

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Aufgrund der komplexen Lebensraumsprüche und der hohen Mobilität des Fischotters ist der räumliche Zusammenhang aus pragmatischen Gründen am ehesten über den Aktionsraum der vom Eingriff betroffenen Individuen bzw. des Familienverbandes abzugrenzen. Ggf. können auch das Gewässersystem oder Teile des Gewässersystems herangezogen werden. Die Angaben zu den Aktionsräumen der Fischotter sind stark unterschiedlich. Weibchenreviere liegen innerhalb der größeren Reviere adulter Männchen (MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999; WEBER 1990). An Fließgewässern liegende, lineare Otterreviere umfassen nach den Literaturangaben üblicherweise 5-20 km Uferlinie (BIFOLCHI & LODÉ 2005; KADLEČÍK & URBAN 2002; LEOPOLD 2004). ROTH et al (2000) haben für Jungtiere führende Weibchen winterliche Streifgebiete von durchschnittlich 327 ha ermittelt, wobei diese aufgrund geringer Datendichte eher unterschätzt worden sein dürften. Für ein telemetriertes Männchen wurde ein Streifgebiet von 705 ha nachgewiesen. Vogel hat in Mecklenburg-Vorpommern für ein Otterweibchen 450 ha als Streifgebiet nachgewiesen. Davon wurden aber schwerpunktmäßig circa 150 ha genutzt (VOGEL & HÖLZINGER 2005). Im Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter wird für Weibchen ein Revier von 5 x 7 km Größe angegeben, wobei auch hier auf starke Schwankungen der Reviergrößen hingewiesen wird (MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999). Weber gibt als Mindestanforderung an ein potenzielles Habitat für einen männlichen Otter und ein Weibchen mit Jungtieren an Fließgewässern 30 km bzw. an Seen 10 km Uferstrecke an, dabei kann bis zur Hälfte der Uferstrecken suboptimale Bedingungen aufweisen (WEBER 1990) (s. a. 1.c). Die tatsächliche Größe der Streifgebiete ist also nur im Einzelfall zu ermitteln.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Nach DOLCH & TEUBNER (2006) ist eine exakte Erfassung der Bestandsgröße eines Fischottervorkommens nicht möglich. Daher können hier nur Reproduktionsnachweise und die über Totfunde erfasste Altersstruktur berücksichtigt werden (DOLCH & TEUBNER 2006). Aufgrund der Schwierigkeit einer genauen Populationsschätzung und des großen Aktionsraumes muss beim Fischotter zur Bewertung der Erhaltung der ökologischen Funktionalität wahrscheinlich auf das Schicksal beobachteter Einzeltiere bzw. des Familienverbandes abgestellt werden.

Habitat

Die Bewertung der Habitatqualität erfolgt nach der Größe der Fläche, die zusammenhängende Oberflächengewässer aufweist, welche vom Otter als Lebensraum oder zumindest als biotopverbindende Strukturen genutzt werden können (DOLCH & TEUBNER 2006). Die „Fischottergruppe Schweiz“ hat ein Bewertungsmodell entwickelt, das die verschiedenen Habitatansprüche der Fischotter integriert. Es ist allerdings zu beachten, dass dieses Modell für schweizerische Verhältnisse entwickelt wurde und in anderen geographischen Räumen

möglicherweise einige kleinere Anpassungen vorgenommen werden müssen (WEBER 1990).

Gefährdung

Die bedeutendsten Gefährdungsursachen für den Fischotter sind die direkte Lebensraumzerstörung durch Zerschneidung oder Maßnahmen des Gewässerausbaus und Individuenverluste. Letztere vor allem durch den Straßenverkehr aber auch durch Reusenfischerei. Andere Faktoren spielen höchstens regional eine Rolle (DOLCH & TEUBNER 2006). Wichtigste Maßnahme ist daher die Absicherung der Verkehrswege und die Vermeidung weiterer Zerschneidungen, v. a. weil viele Populationen recht klein und daher mit einem erhöhten Aussterberisiko belastet sind.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Gewässerrenaturierung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Durch die Neuanlage oder Renaturierung von Gewässern oder Gewässerabschnitten wird der Lebensraum der Fischotter aufgewertet bzw. vergrößert. Der Gewässerselbstentwicklung ist dabei der Vorzug vor der Gewässergestaltung zu geben (BORGGRÄFE et al. 2001; MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999, vergleiche dort Abbildung 14). Eine reine Gewässerselbstentwicklung nähme allerdings zu viel Zeit in Anspruch und würde sicher in manchen Fällen auch zu ungewünschten Ergebnissen (starke Selbsteintiefung usw.) führen. Daher wird es in den meisten Fällen nötig sein, Initialen zu setzen und leicht lenkend einzugreifen. Bei der Renaturierung sollte mit möglichst wenigen Eingriffen möglichst viel Gewässerdynamik erreicht, also mit minimalem Aufwand ein maximales Ergebnis erzielt werden (DEGENBECK 1993).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im Vorkommensgebiet, im Anschluss an besiedelte Gewässerstrecken bzw. Teichgebiete oder innerhalb eines Biotopverbundes in dem keine oder nur gefahrlos zu querende Straßen liegen.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Fließgewässer oder Stillgewässersystem, das den komplexen Lebensraumansprüchen des Fischotters entgegenkommt. Dazu gehören geringe Störungsfrequenz, kleinräumige Gliederung, Deckung, geringe Zerschneidung, ausreichende Anzahl an Ruheplätzen und Wurfbauten, Fischreichtum, Strukturvielfalt von Ufer und Gewässersohle und eine gute Wasserqualität (BIFOLCHI & LODÉ 2005; KADLEČÍK & URBAN 2002; LEOPOLD 2004; MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999; REUTHER 1993; ROTH et al. 2000; VOGEL & HÖLZINGER 2005; WEBER 1990).

Als Mindestanforderung an ein potenzielles Habitat für einen Rüden und eine Fähe mit Jungtieren nennt WEBER (1990): An Fließgewässern 30 km, an Seen 10 km geeignete und suboptimale Uferstrecke. Mindestens 50 % der Uferzonen müssen für Fischotter geeignet

sein und dürfen keine unüberwindbaren Hindernisse aufweisen. Es dürfen keine ungeeigneten Uferzonen über 3 km Länge vorhanden sein. Zwischen getrennten Habitattteilen können bis zu 1000 m Entfernung liegen, wenn die Landwege zwischen diesen Gebieten Deckung bieten. Es muss mindestens ein potenzieller Wurfbaustandort vorhanden sein. Standorte, die diese Voraussetzungen nicht erfüllen, sind als marginale Standorte anzusehen. Geeignete Uferzonen sind 1000-m-Bereiche mit mindestens einem unbehinderten, gedeckten Wechsel zwischen Land und Wasser alle 50 m. Weitere Anforderungen sind: Mindestens 2 km durchgängig geeignete Uferstrukturen im Anschluss an den Wufbau, eine Fischbiomasse von wenigstens 100 kg/ha bis 4 m Gewässertiefe (ganzjährig), ausreichende Deckung, keine nächtlichen Störungsquellen (WEBER 1990). Die Anwesenheit von Bibern wirkt sich positiv auf Fischotter aus (MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999; SIDOROVICH & M. PIKULIK 2002).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist sehr stark von der Ausgangssituation und dem betriebenen Aufwand abhängig. Die Maßnahme kann daher nur durchgeführt werden, wenn die Rahmenbedingungen eingehalten werden. An der Ise wurde im Rahmen der Gewässerrenaturierung besonderes Augenmerk auf den Fischotter gelegt. Vorarbeiten begannen bereits 1987 und bei ersten Aufnahmen 1987/88 konnten keine Fischotternachweise in der Ise-Niederung erbracht werden. Es war aber bekannt, dass es östlich und westlich (westliches Sachsen-Anhalt und Ost-Niedersachsen) Vorkommen gab. Wenige Jahre später (1993) konnten erste Fischotterspuren im Winter nachgewiesen werden. Aber es dauerte noch bis zum Jahr 2000, bis kontinuierliche Nachweise, auch im Frühjahr und Sommer, gelangen (BORGGRÄFE et al. 2001). Daraufhin stieg die Zahl der Nachweise weiterhin stetig an, bis sie 2007, nach dem Verkehrstod zweier Tiere (darunter ein säugendes Weibchen), wieder sank. Hier war die relativ schnelle Erkundung des Gebietes durch den Fischotter sicher dadurch bedingt, dass es Vorkommen im weiteren Umfeld gab (BORGGRÄFE et al. 2001). Ein Erfolg dieser Maßnahme in einem vertretbaren Zeitraum (unter fünf Jahren) ist daher unter Berücksichtigung der o. g. Rahmenbedingungen wahrscheinlich. Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da Fischotter auf einen strukturreichen Lebensraum angewiesen sind und viele ursprüngliche Fischotterhabitate durch Gewässerverbauung verschlechtert oder ganz zerstört wurden (BLANKE 1996; BORGGRÄFE et al. 2001; BORGGRÄFE & KREKEMEYER 2006; GRIESAU & BRAUMANN 2007; KÖRBEL 2001; MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999; REUTHER 1993; ROBITAILLE & LAURENCE 2002; SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2004; WEBER 1990; WHITE et al. 2003), ist eine Renaturierung die nahe- liegendste Maßnahme, um die Lebensbedingungen der Tiere wieder zu verbessern. Es gibt durchaus Beispiele, die belegen, dass durch Renaturierungsmaßnahmen gute Bedingungen für Fischotter geschaffen werden können und diese den neuen Lebensraum auch annehmen (BORGGRÄFE et al. 2001; HOWE 2002; SAAVEDRA 2002; SAAVEDRA & SARGATAL 2002). Es ist aber zu bedenken, dass inzwischen die wichtigste Todesursache des Fischotters der Straßenverkehr ist. Eine Gewässerrenaturierung ist daher nur sinnvoll, wenn die Gefahren durch Straßenverkehr im Einzugsbereich weitestgehend entschärft sind (BORGGRÄFE et al. 2001; FRANK et al. 2002; GRIESAU & BRAUMANN 2007; KADLEČÍK & URBAN 2002; KÖRBEL 2001; MAU 2001; MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999; REUTHER 1993; ROBITAILLE & LAURENCE 2002; SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE

2004; VOGEL & HÖLZINGER 2005). Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme wird aufgrund der vorhandenen hinreichenden Wirksamkeitsbelege als sehr hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind zu erwarten mit Land- und Forstwirtschaft, Wasserbau, Anglern, Fischteichbesitzern und Freizeitnutzung.

1.g Risikomanagement

Aufgrund der Komplexität der Maßnahme ist ein Monitoring der Renaturierungsmaßnahmen und der Fischotterbesiedlung inklusive Risikomanagement zwingend notwendig.

1.h Weitere Anmerkungen

In die Renaturierung sollten ungestörte Uferrandstreifen auf beiden Gewässerseiten mit einbezogen werden (Breite 30 m). Gewässerrundwanderwege oder beidseitig gewässerbegleitende Wege stehen dem Ziel entgegen (MINISTERIUM FÜR UMWELT & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1999). Eventuell vorhandene Straßen oder andere zerschneidende Elemente müssen durch fischottergerechte Querungshilfen entschärft werden

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

In den meisten Fällen werden die Rahmenbedingungen nicht ausreichend erfüllt sein. Sofern das zu entwickelnde Gewässer sich in einem nicht allzu naturfernen Zustand befindet und eine Fischotterpopulation im Maßnahmengbiet oder direkt angrenzend besteht, weist die Maßnahme jedoch eine sehr hohe Eignung auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch (unter sehr komplexen Voraussetzungen)

2. Maßnahme: Anlage von Nahrungsteichen

2.a Maßnahmenbeschreibung

Um eine ausreichende Versorgung der Fischotter mit Nahrung sicherzustellen, werden Fischteiche angelegt. Der Wiederanschluss von Altwässern kann hier bereits zielführend sein, da diese häufig schnell eine reiche Fischfauna entwickeln (HOWE 2002). Das Gewässer sollte möglichst naturnah sein und sich frei entwickeln können, um eine ausreichende eigenständige Reproduktion des Fischbestandes zu ermöglichen und damit permanente Besatzmaßnahmen unnötig zu machen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im vom Fischotter besiedelten oder unmittelbar angrenzenden Gebiet (s. a. Maßnahme 1).

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bei intensivem Besatz mit geeigneten Arten ist die Maßnahme schnell wirksam. Für eine komplette Neuanlage wird aber sicher eine Entwicklungszeit des Gewässers bis zu fünf Jahren einkalkuliert werden müssen, in der gegebenenfalls mehrfach nachbesetzt werden muss. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Diese Maßnahme wurde von HOWE (2002) vorgeschlagen, um Fischotter von kommerziellen Fischteichen abzulenken. Allerdings vermutet er auch, dass solche Gewässer zu einer allgemeinen Verbesserung der Lebensbedingungen für die Fischotter führen können. HOWE weist aber auch darauf hin, dass künstlich angelegte Fischteiche stetig nachbesetzt und im Winter eisfrei gehalten werden müssen, weshalb eine Revitalisierung natürlicher Gewässer die kostengünstigere Alternative sei. Es gibt keine Belege für eine erfolgreiche Durchführung dieser Maßnahme, aber es ist davon auszugehen, dass sie die Situation in Gebieten verbessern kann, in denen das Nahrungsangebot für Fischotter zumindest zeitweise knapp ist, da die Nahrungsverfügbarkeit eine der wichtigsten Habitatqualitäten für Fischotter ist (VOGEL & HÖLZINGER 2005; WEBER 1990). Ob dies als alleinige Maßnahme hilfreich sein kann, wird von den anderen Bedingungen im betrachteten Gebiet abhängen. Die „Fischottergruppe Schweiz“ fand in Untersuchungen zur Möglichkeit der Wiederansiedlung des Fischotters in der Schweiz nur wenige Gewässer, die ausreichende Fischbiomassen boten. Allerdings war das nur einer von mehreren Gründen, die dazu führten, dass die Fischottergruppe Wiederansiedlungsversuche in der Schweiz zur Zeit ihrer Untersuchungen für nicht vertretbar einschätzte (WEBER 1990). Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahmen wird aufgrund der positiven Experteneinschätzung als hoch angesehen.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind zu erwarten mit Landwirtschaft, Wasserbau, Freizeitnutzung und Anglern.

2.g Risikomanagement

Ein Monitoring der Entwicklung des Fischbesatzes und der Annahme durch die Fischotter ist durchzuführen. Möglicherweise ist ein regelmäßiger Neubesatz notwendig.

2.h Weitere Anmerkungen

Es sind autochthone Fischarten zu besetzen. Besonders hilfreich könnte diese Maßnahme in Gebieten sein, in denen die vorhandenen natürlichen Gewässer durch Trockenheit regelmäßig zumindest teilweise austrocknen. Bei Austrocknung der Gewässer schrumpfen die Reviere der Fischotter zusammen (SAAVEDRA 2002): Eine geschickte Anlage zusätzlicher permanenter Gewässer könnte in solchen Situationen Konfliktsituationen zwischen Fischottern reduzieren. Darüber hinaus hätte die Maßnahme den Vorteil, dass sie Konflikte mit Besitzern kommerzieller Fischzuchtanlagen vermeiden helfen könnte (HOWE 2002).

Die Maßnahme dient in erster Linie dazu, bestehende Fischotterbestände zu stützen und zu vergrößern, kann aber auch in Verbindung mit anderen Maßnahmen als Risikomanagementmaßnahme eingesetzt werden. Sie ist daher nur geeignet, wenn essenzielle Nahrungshabitate verloren gehen bzw. wenn diese nachweislich den bestandslimitierenden Faktor darstellen.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Bei Einhaltung der oben genannten Anforderungen weist die Maßnahme aufgrund ihrer kurzen Entwicklungsdauer und ihrer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Anlage von Fischteichen bietet sich auch als begleitende Maßnahme bei langwierigeren Renaturierungsmaßnahmen und als Risikomanagementmaßnahme an.

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Strukturanreicherung (Tagesverstecke)

3.a Maßnahmenbeschreibung

Durch eine abwechslungsreiche Ufergestaltung oder die Unterlassung von Mäh- und Pflegearbeiten wird die Bildung dichter Vegetationsbestände und Dickichte ermöglicht. Unterwuchs wird durch Auflichtung gewässernaher Waldbestände gefördert. Durch Fällarbeiten am Gewässerrand und in nahe gelegenen Waldbeständen werden Wurzelteller und Totholz als Unterschlupf bereitgestellt. Diese Maßnahmen schaffen Ruheplätze und Tagesverstecke. Außerdem erleichtern sie die Anlage eigener Baue.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 2.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bei ausreichenden Voraussetzungen zur Bildung dichter Ufervegetation ist die Wirksamkeit innerhalb von ein bis zwei Jahren gegeben. Strukturanreicherung durch Unterlassung von Pflegemaßnahmen zeigt in der Vegetationsperiode schnell Wirkung. Die Entwicklung geeigneter Winterverstecke wird mehr Zeit in Anspruch nehmen, kann aber durch Aufhäufung von Ästen, Steinen oder anderem Material beschleunigt werden. Insgesamt ist die Wirksamkeit innerhalb von drei bis fünf Jahren gegeben. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Tagesverstecke in der Vegetation sind eine wichtige Habitatkomponente für den Fischotter, v. a. in Bereichen, die eine höhere Störungsintensität aufweisen. Als Verstecke eignen sich Schilf- und Röhrichtdickichte, Unterholz, Wurzelteller und andere derartige Strukturen. Daher liegt die Anreicherung des Lebensraumes mit derartigen Strukturen nahe (BLANKE 1996; BORGGRÄFE et al. 2001; BORGGRÄFE & KREKEMEYER 2006; REUTHER 1993; VOGEL & HÖLZINGER 2005; WEBER 1990; WHITE et al. 2003). Aufgrund der positiven Experteneinschätzung wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingestuft.

3.f Zielkonflikte

Es kann zu Zielkonflikten mit Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft, Freizeitnutzung und Anglern kommen.

3.g Risikomanagement

Der Erfolg muss durch ein Risikomanagement überprüft bzw. sichergestellt werden.

3.h Weitere Anmerkungen

Die Schaffung ungestörter Ruheplätze und Tagesverstecke wird in ausgeräumten Landschaften eine Verbesserung der Situation für den Fischotter bedeuten. Im Falle des Fischotters wird aber immer nur eine Kombination mehrerer Maßnahmen zum Erfolg führen. Die Maßnahme ist daher nur geeignet, wenn Tagesverstecke verloren gehen bzw. wenn diese nachweislich den bestandslimitierenden Faktor darstellen.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der schnellen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird die Maßnahme als hoch geeignet eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Anlage künstlicher Baue

4.a Maßnahmenbeschreibung

Es werden Baue gegraben oder aus Formteilen (z. B. Beton) hergestellt und vergraben. Da in der Untersuchung der „Fischottergruppe Schweiz“ (WEBER 1990) die Zahl der Baue nie ein begrenzender Faktor war, muss durch eine vorhergehende Baukartierung geklärt werden, ob dies im zu betrachtenden Gebiet der Fall ist.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 2.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es gibt keine Erfahrungen mit einer derartigen Maßnahme im Freiland. Allerdings könnte eventuell auf Erfahrungen aus Tierhaltungen zurückgegriffen werden, in denen der Fischotter ohne Probleme künstliche Baue annimmt. Aufgrund der guten Kenntnis zur Ökologie der Art und der häufigen Nutzung von Fremdbauen ist eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit gegeben.

4.f Zielkonflikte

Zielkonflikte könnten, je nach Ort der Bauanlage, mit Jägerschaft, Forst, Landwirtschaft oder Wasserbau auftreten.

4.g Risikomanagement

Da es keine Erfahrungen mit einer derartigen Maßnahme gibt, ist ein Risikomanagement mit begleitendem Monitoring unverzichtbar.

4.h Weitere Anmerkungen

Erfahrungswerte aus Tierhaltungen könnten Aufschluss über die beste Vorgehensweise bei der Anlage der Baue geben.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ist hoch, da die Maßnahme kurzfristig wirksam ist und eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit aufweist (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

Fazit

Es stehen geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für den Fischotter zur Verfügung. Allerdings ist zu beachten, dass nahezu immer ein ganzes Paket an Maßnahmen benötigt werden wird und dass sehr große Räume zur Verfügung stehen müssen, um die Funktion der Fortpflanzungs- und Ruhestätten hinreichend absichern zu können. Umfassende Maßnahmen wie eine Renaturierung sind aufgrund der komplexen Lebensraumsprüche von Fischottern und der damit einhergehenden langen Vorlaufzeit nur bei Vorliegen günstiger Ausgangsbedingungen in einem vertretbaren Zeitrahmen umsetzbar und erfordern einen großen Monitoringaufwand. Sinnvoll können sie nur in einem ausreichend großen Biotopverbund durchgeführt werden, in dem Risiken wie Verkehrstod so weit wie irgend möglich minimiert sind. So weist SAAVEDRA (2002) darauf hin, dass die von ihm untersuchte Wiederansiedlungsmaßnahme, ebenso wie andere, erfolgreich verlaufen ist, der Tod im Straßenverkehr aber ein großes Problem darstellt. Deswegen sind Verkehrswege unbedingt durch entsprechende Maßnahmen zu entschärfen.

Literaturverzeichnis

- BIFOLCHI, A. & LODÉ, T. (2005): Efficiency of conservation shortcuts: an investigation with otters as umbrella species. *Biological Conservation* 126: 523-527.
- BLANKE, D. (1996): Aspekte zur Fortführung des Niedersächsischen Fischotterprogramms. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 16: 30-52.
- BORGGRÄFE, K., KÖLSCH, O. & LUCKER, T. (2001): Entwicklungspotenziale der Natur in der Kulturlandschaft: Wissenschaftliche Ergebnisse aus der Modellregion Ise-Niederung; Abschlussbericht zur wissenschaftlichen Begleitung des E+E-Vorhabens "Revitalisierung der Ise-Niederung". *Angewandte Landschaftsökologie* 36. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 211 Seiten.
- BORGGRÄFE, K. & KREKEMEYER, A. (2006): Korridorentwicklung für den Fischotter in der Metropolregion Hamburg unter Berücksichtigung der Barrierewirkung von Verkehrsstrassen. In: J. REDDEMANN (Hrsg.). *Grünbrücken für den Biotopverbund*, Seiten 57-67. Schriftenreihe des Landesjagdverbandes Bayern e.V.: 14. Landesjagdverband Bayern, Feldkirchen.
- DEGENBECK, M. (1993): Bachsanierung für die Gemeine Flussmuschel: Ein Konzept für das Kühbachsystem im Tertiärhügelland (Bayern). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 25: 227-233.
- DOLCH, D. & TEUBNER, J. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Fischotters *Lutra lutra* (LINNAEUS, 1758). In: P. SCHNITZER, C. EICHEN, G. ELLWANGER, M. NEUKIRCHEN & E. SCHRÖDER (Hrsg.). *Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland*, Seiten 346-347. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- FRANK, K., EULBERG, P., HERTWECK, K. & HENLE, K. (2002): A simulation model for assessing otter mortality due to traffic. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin (Supplement)* 19A: 64-68.
- GRIESAU, A. & BRAUMANN, F. (2007): Effizienz und Erkenntnisse zur Optimierung artenschutzkonformer Brückenbauwerke für den Fischotter *Lutra lutra* im Naturpark Drömling, Sachsen-Anhalt. *Artenschutzreport* 21: 44-53.
- HOWE, D. (2002): The Nova Reka Channel Ox-bow Restoration Project: an Example of Effective River Revitalisation for Otters? *IUCN Otter Specialist Group Bulletin* 19A: 125.

- KADLEČÍK, J. & URBAN, P. (2002): Slovakian Project on Otters - a Basis for an Action Plan for the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in Slovakia. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 19A: 157.
- KÖRBEL, O. (2001): Vermeidung der durch den Straßenverkehr bedingten Verluste von Fischottern (*Lutra lutra*): Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 02.152 R 93 L des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 805. Bundesdruckerei GmbH, Bonn-Bad Godesberg, 58 Seiten.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MAU, H. (2001): Der Fischotter. In: REGIERUNG VON NIEDERBAYERN (Hrsg.): Artenschutzsymposium der Regierung von Niederbayern, 10. Oktober 2001. Landshut.
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND RAUMORDNUNG BRANDENBURG & LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.) (1999): Artenschutzprogramm Elbebiber und Fischotter. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung Brandenburg, Potsdam, 51 Seiten.
- REUTHER, C. (1993): *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) - Fischotter. In: J. NIETHAMMER & F. KRAPP (Hrsg.). Raubsäuger - Carnivora (Fissipedia) Teil II: Mustelidae 2, Viverridae, Herpestidae, Felidae, Seiten 907-961. Handbuch der Säugetiere Europas: 5, Wiesbaden.
- ROBITAILLE, J.-F. & LAURENCE, S. (2002): Otter, *Lutra lutra*, occurrence in Europe and in France in relation to landscape characteristics. Animal Conservation 5: 337-344.
- ROTH, M., WALLISER, G., HENLE, K., HERTWECK, K., BINNER, U., WATERSTRAAT, A., KLENKE, R. & HAGENGUTH, A. (2000): Habitatzerschneidung und Landnutzungsstruktur - Auswirkungen auf populationsökologische Parameter und das Raum-Zeit-Muster marderartiger Säugetiere. Laufener Seminarbeiträge 20: 47-64.
- SAAVEDRA, D. (2002): Reintroduction of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in Muga and Fluvià Basins (North-Eastern Spain): Viability, Development, Monitoring, and Trends of the New Population. University of Girona Girona: 217 Seiten.
- SAAVEDRA, D. & SARGATAL, J. (2002): Reintroduction of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in Northeast Spain. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 19A: 293-296.
- SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2004): Fischotter. Broschüre im Auftrag von: Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden.
- SIDOROVICH, V. E. & PIKULIK, M. M. (2002): Factors Allowing High Density of Otters in Eastern Europe. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 19A: 326-333.
- TUMANOV, I. L. (2002): Status and Reproductive Features of Otter (*Lutra lutra* L.) in the North-west of Russia. IUCN Otter Specialist Group Bulletin 19A: 361-364.
- VOGEL, C. & HÖLZINGER, J. (2005): Otter (Fischotter, Flussotter) *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758). In: M. BRAUN & F. DIETERLEN (Hrsg.). Die Säugetiere Baden-Württembergs, Seiten 499-509. 2. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- WEBER, D. (1990): Das Ende des Fischotters in der Schweiz. Schlussbericht der "Fischottergruppe Schweiz". Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern: 103 Seiten.
- WHITE, P. C. L., MCCLEAN, C. J. & WOODROFFE, G. L. (2003): Factors affecting the success of an otter (*Lutra lutra*) reinforcement programme, as identified by post-translocation monitoring. Biological Conservation 112: 363-371.

Haselmaus – *Muscardinus avellanarius*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	G, Gefährdung unbekanntes Ausmaßes

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Paarung der Haselmaus erfolgt verteilt über die gesamte Aktivitätsphase an unbestimmter Stelle in einem eng umgrenzten Hauptaufenthaltsbereich im besiedelten Lebensraum (LEOPOLD 2004; MEINIG et al. 2004). Üblicherweise sind Haselmäuse ortstreu. Mittlere Reviergrößen werden für Männchen mit 0,45 ha bzw. 0,68 ha angegeben, für Weibchen mit 0,19 ha bzw. 0,22 ha. Ein Männchenrevier kann wenigstens Teile mehrerer Weibchenreviere umfassen (HERRMANN 1991; SCHLUND 2005).

Als Fortpflanzungsstätte sollten daher in der Fortpflanzungszeit von Weibchen genutzte Nester mit dem zugehörigen Revier von etwa 30 m Radius (ca. 0,28 ha) angesehen werden. Damit sind der Hauptaufenthaltsraum des Weibchens und somit auch der Ort der Paarung erfasst. Es ist zu bedenken, dass die Haselmaus und ihre Nester häufig übersehen werden (SCHLUND 2005).

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Generell sind als Ruhestätten aktuell genutzte Haselmausnester anzusehen. Für die Funktionsfähigkeit der Ruhestätte ist eine störungsarme Umgebung mit einem typischen Bestandsklima essenziell. Dieser Bereich sollte einen Mindestradius von 20 m haben. Es ist zu bedenken, dass die Haselmaus und ihre Nester häufig übersehen werden (SCHLUND 2005). Besonders empfindliche Ruhestätten stellen die Winterschlafnester dar. Die Winterschlafphase ist die Zeit der schwersten Verluste, vor allem in Frostperioden und bei Wechseln zwischen Frost und milderer Phasen (HARTHUN 2007; MEINIG et al. 2004; SCHLUND 2005). Da die Winterschlafnester sehr versteckt angelegt werden, ist deren Nachweis ausgesprochen erschwert. Die im Sommer von der Haselmaus genutzten Bereiche sollten daher wegen der unklaren Lage der Winterschlafnester vollständig als Ruhestätten angesehen werden. Die gelegentliche Nutzung von Nistkästen zur Winterruhe ist zu beachten (HARTHUN 2007; LEOPOLD 2004; MEINIG et al. 2004).

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Aufgrund der Ortstreue der Haselmaus sollten die Tiere nachweislich besiedelter, räumlich abgrenzbarer Bereiche als getrennte lokale Individuengemeinschaften angesehen werden,

wenn diese Bereiche durch mehr als 500 m unbesiedeltes Gebiet voneinander getrennt sind. Es ist nicht zu erwarten, dass solche Individuengemeinschaften in regelmäßiger Verbindung stehen, auch wenn der Zwischenraum für die Tiere passierbar ist. Zwar werden als Höchstwerte für von Haselmäusen durchgeführte Wanderungen bis zu 3,3 km bei Männchen und 1,4 km bei Weibchen angegeben, aber solche Extremwerte sind nicht repräsentativ. Auch Jungtiere, die den Familienverband verlassen, wandern im Durchschnitt lediglich 360 m (Frühjahrswurf) bzw. 130 m (Herbstwurf) (SCHLUND 2005).

Es ist zu bedenken, dass eine Zerschneidung bereits durch breite Waldwege eintreten kann, wenn die Baumkronen zu beiden Seiten des Weges nicht überlappen. Ebenso kann eine mehr als 6 m breite Lücke in einem Heckenzug oder Gehölzstreifen eine Barriere bedeuten (SCHLUND 2005).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Beurteilung der Individuengemeinschaft erfolgt anhand der Anzahl der Tiere pro Hektar und der Populationsstruktur (MEINIG 2006a).

Habitat

Die Beurteilung der Habitatqualität erfolgt nach dem Anteil der für die Haselmaus geeigneten Lebensräume im zu betrachtenden Gebiet. Die entscheidenden Kriterien sind hier der Deckungsgrad und die Vernetzung der Strauchschicht, sowie der Anteil an Gehölzen, die geeignete Nahrung (Pollen, Nektar, fettreiche Samen, Früchte) liefern (LEOPOLD 2004; MEINIG et al. 2004). Von Bedeutung ist dabei, ob es sich um eine einheitliche Gehölzflora handelt oder um eine Mischung, die die benötigten Nahrungskomponenten über die gesamte Aktivitätszeit der Haselmaus zur Verfügung stellt (BÜCHNER 2007).

Gefährdung

Als Hauptgefährdungsquellen für die Haselmaus sind die Zerstörung wichtiger Strukturen (Hecken, Altholz mit Höhlen etc.) durch forstliche Maßnahmen und die Habitatzerschneidung zu betrachten (MEINIG 2006a).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Strukturanreicherung und -erhaltung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Aufwertung des Lebensraumes der Haselmaus und zur Förderung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten werden geeignete Gehölze durch Auflichtung des Kronendaches, Anpflanzung von Hecken, Belassen von Naturverjüngung und ähnliche Maßnahmen gefördert. Geeignet sind zum Beispiel Geißblatt, Efeu, Brombeerdickichte, Waldrebe, Haselnuss, Schlehe und dergleichen mehr. Die Gehölzstrukturen müssen miteinander verbunden sein.

Des Weiteren werden gut strukturierte Waldränder erhalten bzw. geschaffen. Durchforstungsmaßnahmen werden nur in kleinen Schritten durchgeführt (höchstens 2 ha). Strukturen, die als Zuflucht oder Nahrungsressource dienen, werden geschont. Durch Reduktion forstlicher Nutzung bzw. Prozessschutz oder ähnliche Maßnahmen wird außerdem das Angebot an Alt- und Totholz (Höhlen) erhöht und weiter entwickelt. Optimal ist eine Mittel- oder Niederwaldnutzung, die der Haselmaus aufgrund der geförderten Strukturen sehr entgegen kommt (BÜCHNER 2007; HARTHUN 2007; HERRMANN 1991; LEOPOLD 2004; MEINIG et al. 2004; SCHLUND 2005).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im aktuellen Vorkommensgebiet, direkt angrenzend an dieses oder in Gebieten in einer Entfernung von weniger als 500 m, die durch geeignete Gehölzstrukturen mit dem aktuellen Vorkommensgebiet vernetzt sind.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Bevorzugt lichter Laubmischwald mit einer Mindestgröße von 20 ha.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Anpflanzung geeigneter Sträucher wirkt schnell, allerdings wird die Entwicklung komplexer Strukturen längere Zeit in Anspruch nehmen. Dabei ist der Ausgangszustand des zu entwickelnden Gebietes entscheidend. Da Haselmäuse sehr ortstreu sind, wird eine Neubesiedlung vor allem durch Jungtiere erfolgen. Allerdings ist auch bei diesen nicht mit weiten Wanderungen zu rechnen. Schlund gibt für abwandernde Jungtiere durchschnittliche Wanderdistanzen von 360 m (Frühjahrswurf) bzw. 130 m (Herbstwurf) an (SCHLUND 2005). Die volle Wirksamkeit der Maßnahme wird innerhalb von fünf Jahren erreicht. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Lebensraumsprüche der Haselmaus sind gut bekannt und zumindest in Teilen (z. B. Sträucher als Nahrungsquelle und Unterschlupf) mit relativ geringem Aufwand zu erfüllen. Es liegen keine konkreten Erkenntnisse zur Wirksamkeit dieser Maßnahme vor, sie wird aber regelmäßig vorgeschlagen (BÜCHNER 2007; HARTHUN 2007; MEINIG et al. 2004; SCHLUND 2005). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als hoch einzuschätzen.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind ggf. mit dem Forst und mit der Landwirtschaft möglich (Waldrandentwicklung, Heckenanlage).

1.g Risikomanagement

Aufgrund der fehlenden Wirksamkeitsnachweise für diese Maßnahme ist ein Risikomanagement mit einer Anpassung der Maßnahmen und ggf. weiteren Maßnahmentypen vorzusehen. Die Entwicklung des Habitates und der Haselmauspopulation sind durch ein Monitoring zu beobachten.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt sich eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Vernetzung kleiner Teilhabitate

2.a Maßnahmenbeschreibung

Durch Offenlandbereiche voneinander getrennte Teilhabitate werden zur Etablierung einer ausreichend großen Population (60-80 Tiere) durch Heckenzüge aus geeigneten Pflanzen (siehe Auflistung in Maßnahme 1) untereinander und mit größeren besiedelten Habitatkomplexen vernetzt. Es werden circa 20 ha Fläche benötigt (BÜCHNER 2007; HARTHUN 2007; MEINIG et al. 2004). Ist dies nicht als Gesamtfläche zu verwirklichen, so muss die zu betrachtende Individuengemeinschaft über Vernetzungsstrukturen von jeweils unter 500 m Länge mit einem entsprechend großen Gebiet verbunden werden.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

In Großbritannien wurde festgestellt, dass die Art in inselartigen Waldbeständen nicht mehr vorkam, wenn diese mehr als 1700 m vom nächsten größeren (mindestens 20 ha) Waldgebiet entfernt lagen (BÜCHNER 2007; HARTHUN 2007; MEINIG et al. 2004). Um die Wirksamkeit der Maßnahme zu gewährleisten darf daher die Entfernung zwischen der zentralen Population und kleineren Teilpopulationen nicht mehr als 500 m betragen.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Ausgeräumte Feldflur oder strukturarmer Wald zwischen aktuellen Vorkommensgebieten oder zwischen aktuellen Vorkommensgebieten und potenziellen Habitaten, die den unter Maßnahme 1 genannten Ansprüchen genügen.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Anpflanzung der Hecken ist schnell durchführbar, allerdings wird ihre Entwicklung zu einer durchgehenden und ausreichend strukturierten Verbindung der Teilhabitate sicher drei bis fünf Jahre in Anspruch nehmen. Da Haselmäuse sehr ortstreu sind, wird eine Neubesiedlung vor allem durch Jungtiere erfolgen. Allerdings ist auch bei diesen nicht mit weiten Wanderungen zu rechnen. Schlund gibt für abwandernde Jungtiere durchschnittliche Wanderdistanzen von 360 m (Frühjahrswurf) bzw. 130 m (Herbstwurf) an (SCHLUND 2005). Die volle Wirksamkeit der Maßnahme wird innerhalb von fünf Jahren erreicht. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.f Zielkonflikte

Bei dieser Maßnahme bestehen Konfliktpotenziale mit Land- und Forstwirtschaft.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Das Aufwertungspotenzial durch Vernetzung ist relativ schwer quantifizierbar.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt sich eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Erhöhung des Höhlenangebotes

3.a Maßnahmenbeschreibung

Im Sommer werden Schlafnester als Ruhestätte genutzt, von denen häufig mehrere nebeneinander angelegt werden. Zum Winterschlaf (Oktober bis April) nutzt die Haselmaus Nester, die sie am Boden in Laub oder Reisig, zwischen Wurzeln, an Baumstümpfen, in Baumlöchern oder gelegentlich auch in Nistkästen anlegt (HARTHUN 2007; LEOPOLD 2004; MEINIG et al. 2004).

Ein mangelndes Angebot an Baumhöhlen kann partiell durch Nistkästen verbessert werden. Die Akzeptanz von Nistkästen durch Haselmäuse ist aber gebietsweise sehr unterschiedlich und muss daher zunächst geprüft werden. Eine Milderung der starken Konkurrenz um Höhlen (v. a. mit Siebenschläfern) kann durch spezielle Haselmauskästen erreicht werden, die auch untauglich für Singvögel sind (HARTHUN 2007; HERRMANN 1991). Die Kästen sind regelmäßig, im Verlauf der Kontrolle auf Annahme durch die Haselmäuse, zu reinigen. Darüber hinaus können künstliche Höhlen mit unterschiedlichen Größen der Eingangslöcher gebohrt werden. Die Bäume sind dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen und eine Pufferzone von 30 m mit Bestandsschutz (mit Nutzungseinschränkung) ist einzurichten. Die Kästen sind dauerhaft alle fünf Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen. In strukturarmen Wäldern/Waldbereichen ist begleitend eine Strukturanreicherung durchzuführen.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist im Vorkommensbereich der Haselmaus sofort wirksam. Da Haselmäuse sehr ortstreu sind, wird eine Neubesiedlung vor allem durch Jungtiere erfolgen. Allerdings ist auch bei diesen nicht mit weiten Wanderungen zu rechnen. Schlund gibt für abwandernde Jungtiere durchschnittliche Wanderdistanzen von 360 m (Frühjahrswurf) bzw. 130 m (Herbstwurf) an (SCHLUND 2005). Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Konkurrenz um Höhlen zwischen Haselmäusen und Siebenschläfern oder Gelbhalsmäusen, die durch spezielle Haselmausnistkästen verringert werden kann, ist bekannt. Gleichzeitig ist die Nutzung von Nistkästen durch Haselmäuse regelmäßig belegt worden. Der Einsatz von Nistkästen ist u. a. eine Standardmethode zur Erfassung von Haselmäusen

(BRIGHT & MORRIS 1995; HARTHUN 2007; HERRMANN 1991; MEINIG et al. 2004). Ob es dadurch jedoch gelingen kann, eine Population zu stützen, wird von RICHARZ & HORMANN (2008) kritisch beurteilt. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist aufgrund der Wirksamkeitsbelege dennoch als sehr hoch einzustufen.

3.f Zielkonflikte

-

3.g Risikomanagement

Die Kästen/Höhlen sind regelmäßig zu kontrollieren. Es ist ein Risikomanagement für den Fall der Nichtannahme durch die Haselmäuse zu entwickeln.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt sich eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

Fazit

Es stehen hoch und sehr hoch geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für die Haselmaus zur Verfügung, die allerdings aufgrund der Ortstreue und geringen Mobilität der Haselmaus nur im aktuell besiedelten Gebiet oder in dessen unmittelbarer Nähe in kurzer Zeit ihre volle Wirkung entfalten können. Liegt die Maßnahmenfläche weiter von der betroffenen Lebensstätte entfernt, sinkt die Eignung der Maßnahme deutlich ab.

Literaturverzeichnis

- BRIGHT, P. W. & MORRIS, P. A. (1995): A review of the dormouse in England and a conservation programme to safeguard its future. *Hystrix* 6: 295-302.
- BÜCHNER, S. (Hrsg.) (2007): Die Haselmaus in Hessen. Verbreitung, Nachweismethoden und Schutzmaßnahmen. Hessen-Forst FENA, Fb Naturschutz, Gießen, 18 Seiten.
- HARTHUN, M. (2007): Große Nussjagd in Hessen - Forschungsprojekt mit Kindern zur Haselmaus. *Jahrbuch Naturschutz in Hessen* 11: 5-11.
- HERRMANN, M. (1991): Säugetiere im Saarland. Schriftenreihe des Naturschutzbundes Saarland e. V. (DBV). Naturschutzbund Saarland e. V., St. Wendel, 166 Seiten.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MEINIG, H. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Haselmaus *Muscardinus avellanarius* (LINNAEUS, 1758). In: P. SCHNITTER, C. EICHEN, G. ELLWANGER, M. NEUKIRCHEN & E. SCHRÖDER (Hrsg.). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland, Seiten 352-353. Berichte des Landesamtes für

Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.

MEINIG, H., BOYE, P. & BÜCHNER, S. (2004): *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758). In: B. PETERSEN, G. ELLWANGER, G. BIEWALD, U. HAUKE, G. LUDWIG, P. PRETSCHER, E. SCHRÖDER & A. SSYMANK (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 453-457. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.

RICHARZ, K. & HORMANN, M. (2008): Nisthilfen für Vögel und andere heimische Tiere. AULA-Verlag, Wiebelsheim, 296 S.

SCHLUND, W. (2005): Haselmaus *Muscardinus avellanarius* (Linnaeus, 1758). In: BRAUN, M. & DIETERLEN, F. (Hrsg.). Die Säugetiere Baden-Württembergs, Seite 704. Die Säugetiere Baden-Württembergs. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.

Europäische Wildkatze – *Felis silvestris*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	3, gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Wildkatze bewohnt großräumige, möglichst unzerschnittene Wald- oder Wald-Feld-Landschaften von wenigstens 100 km² Größe, mit kleineren, offenen Bereichen.

Die Fortpflanzungsstätte der Wildkatze, in der der wesentliche Teil der Jungenaufzucht stattfindet, umfasst ein störungsarmes Kerngebiet von mindestens 1 km² um den Wurfort herum (LEOPOLD 2004). Die Paarung erfolgt zwischen Januar und März an einem nicht festgelegten Ort im Streifgebiet von Männchen oder Weibchen. Für Weibchen werden als Streifgebietsgrößen 3-11 km² und für Männchen 10-50 km² angegeben (GÄRTNER & NORGALL 2008). Im Solling wurde für säugende Katzen ein Streifgebiet von etwa 15 km² ermittelt (SIMON et al. 2005). Eine Einbeziehung dieses insgesamt für Fortpflanzungsaktivitäten genutzten Areals in die Fortpflanzungsstätte selbst ist nicht möglich, da im Allgemeinen keine ausreichend regelmäßig und obligatorisch genutzten Teilbereiche darin abzugrenzen sein werden. Im Einzelfall ist dies zu überprüfen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Als Jagdhabitat werden vor allem innere und äußere Waldrandstrukturen, Windwurfflächen und extensiv genutzte Wiesen und Brachen im Wald oder in dessen Nähe genutzt, die während der Jungenaufzucht eine Bedeutung als essenzielles Teilhabitat erlangen können.

Auch Wanderwege und Leitstrukturen (Gehölzsäume, Bäche, Waldauen etc.) zwischen einzelnen Teilhabitaten sind von außerordentlicher Bedeutung für die Wildkatze.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Als Ruhestätte der Wildkatze sind Tageseinstände, Schlafplätze und Sonnplätze anzusehen (LEOPOLD 2004). Nach SIMON et al. (2005) ist der Tageseinstand definiert als Ortsbereich, in dem sich die Wildkatze über einen Zeitraum von mind. drei Stunden ohne größere Ortsveränderungen aufhält. Die genutzten Bereiche sind im Einzelfall zu ermitteln. Für die Funktion der Ruhestätten kann ein beruhigter Bereich um die Ruhestätte herum von essenzieller Bedeutung sein. Als Richtwert ist ein Radius von 50-100 m anzusehen, allerdings muss die genaue Größe im Einzelfall festgelegt werden.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Eine exakte Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft ist aufgrund der großen Mobilität und der sehr großen Streifgebiete (s. „Fortpflanzungsstätte“) nicht möglich. In der Regel können hier die geschätzten Aktionsräume der betroffenen Individuen herangezogen werden oder die Abgrenzung kann anhand großer geschlossener Waldgebiete (Solling, Kaufunger Wald, Harz etc.), ersatzweise anhand von Naturräumen (naturräumliche Haupteinheitengruppen) vorgenommen werden. Diese stimmen i. d. R. gut mit den Verbreitungsschwerpunkten der Art überein und decken ihren großen Raumanspruch ab. Bei größeren Raumeinheiten würden allerdings u. U. auch räumlich deutlich getrennte Vorkommen zusammengefasst. Deshalb ist darauf zu achten, dass Beobachtungs- oder Fundpunkte nicht mehr als 30 km voneinander entfernt und nicht durch Barrieren voneinander getrennt sein dürfen, damit sie noch zu einem gemeinsamen Areal gezählt werden können (DENK et al. 2004).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Individuengemeinschaft wird durch Fang (Telemetry), Totfunde und Beobachtung (durch Fachpersonal) beurteilt. Die Populationsstruktur wird durch die Erfassung der nötigen Parameter an gefangenen, verunfallten und getöteten Individuen ermittelt. Dabei ist zu bedenken, dass Totfunde selektiv sind und nicht die tatsächliche Populationsstruktur widerspiegeln, sondern nur Hinweise (z. B. auf Reproduktion) geben (SIMON et al. 2006).

Habitat

Die Wildkatze bevorzugt strukturreiche und lichte Laubwälder hohen Alters, wobei eine intakte Waldrandzone und waldnahe Offenlandbereiche (Lichtungen, Wiesen, Felder, Windwürfe) von Bedeutung sind.

Die Habitatqualität wird über eine Habitatzustandserfassung bestimmt und bestehende und potenzielle Migrationswege mit Hilfe von GIS-Analysen und Luftbildinterpretation ermittelt. Zur Ermittlung von Migrationswegen werden Waldverteilungen dargestellt, unzerschnittene Räume in den Verbreitungsgebieten und umliegenden Offenlandgebieten, sowie Barrieren und potenzielle Querungsmöglichkeiten erfasst. Zudem muss eine Habitattypenkartierung und Auswertung von Biotop- und Forsteinrichtungsdaten stattfinden (SIMON et al. 2006).

Gefährdung

Als Gefährdung sind vornehmlich Veränderungen in der Waldstruktur (Baumartenzusammensetzung, Rückgang stärkerer Bäume) aufzuführen, da diese eine Abnahme der Anzahl geeigneter Wurforte zur Folge haben. Dabei ist eine über dem Zuwachs liegende Entnahme von potenziellen Höhlenbäumen (geeignete Vorschädigung vorhanden) als Gefährdung zu werten. Darüber hinaus führt ein hoher Besucherverkehr zur massiven Störung der scheuen Tiere. Die Reduzierung oder Zerstörung alter, lichter Laubmischwälder, die Beeinträchtigung strukturierter Waldsäume und der Verlust anderer wichtiger Strukturen im Wald, wie Waldlichtungen führt zum Verlust geeigneter Ruhestätten und Sonnplätze. Auch für die Ruhestätten stellt regelmäßiger Besucherverkehr eine Störung und somit eine Gefährdung dar (DENK et al. 2004).

Zur Aufrechterhaltung der Funktion von Fortpflanzungs- und Ruhestätte ist ein räumlicher

Zusammenhang zwischen beiden sehr wichtig. Auch die Trennung von Nahrungshabitaten beeinträchtigt die Funktion der einzelnen Stätten.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Nutzungsverzicht

1.a Maßnahmenbeschreibung

Um ausreichend große Baumhöhlen zur Verfügung zu stellen, sollten fünf Höhlenbäume mit Faulhöhlen über 20 cm Durchmesser pro 100 ha dauerhaft erhalten bleiben. Weiterhin sollten 50 Bäume pro Revier (Mindestabstand 20 m) als ungenutzte Individuen bis zu ihrem natürlichen Tod im Bestand verbleiben (LANDESAMT FÜR UMWELT 2006). Eine Förderung dieser Bäume führt zu einer Verbesserung sowohl des Wurfortangebotes als auch des Angebotes an Schlaf- und Ruheplätzen. Auch ein völliger Nutzungsverzicht des betroffenen Gebietes führt zum Anstieg des Angebotes an Höhlenbäumen und potenziellen Baumhöhlen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme muss im oder im Umfeld von betroffenen Wildkatzenrevieren durchgeführt werden. Da Wildkatzen deckungsfreie Strecken von mehr als 300 m Länge nur höchst ungern überwinden, ist auf die nötigen Leitstrukturen (Gehölzsäume) zu achten. Zudem dürfen keine Barrieren (stark befahrene Verkehrswege, verbaute Gewässer etc.) ein Erreichen der neuen Strukturen verhindern. Dabei ist auch die erhöhte Zahl an Kollisionsopfern auf weniger stark befahrenen Straßen zu bedenken.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Förderung von geeigneten Bäumen ist stark von den vorhandenen Beständen abhängig. Für die Maßnahme eignen sich nur Bestände die ihr Endnutzungsalter bereits erreicht haben.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Durch Nutzungsverzicht wird mittelfristig die Anzahl an Höhlenbäumen gesteigert, da die Entnahme unter dem üblichen Zuwachs liegt. Allerdings ist der Entwicklungsdauer eng an den Ausgangszustand des Bestandes gebunden. Die Maßnahme führt mittelfristig zu einer Erhöhung des Höhlenangebotes.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Maßnahme führt zu einer Verbesserung des Angebotes an geeigneten Höhlenbäumen. Inwieweit sich diese Habitatverbesserung auf die Wildkatze auswirkt ist noch nicht bekannt. Allerdings ist die Jungensterblichkeit durch Mangel an optimalen Wurforten groß (PUSCHMANN 1991, zitiert in RAIMER 1994). Eine Förderung der Wildkatze durch diese Maßnahme ist deshalb zu erwarten. Im Grundsatz liegen positive Experteneinschätzungen vor. Es fehlen jedoch noch hinreichende Wirksamkeitsbelege. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als mittel eingestuft.

1.f Zielkonflikte

In den meisten Fällen wird sich ein Zielkonflikt mit der Forstwirtschaft ergeben, der über Verträge zu lösen sein wird.

1.g Risikomanagement

Zur Erfolgskontrolle der Maßnahme ist ein Monitoring der geeigneten Höhlen durchzuführen.

1.h Weitere Anmerkungen

Da die Entwicklungsdauer der Maßnahme stark vom Ausgangszustand des Baumbestandes abhängig ist, wäre eine Kombination mit anderen Maßnahmen (siehe 2. Maßnahme) zu empfehlen.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Selbst bei einem Waldbestand, der sein Nutzungsalter erreicht hat, hat diese Maßnahme aufgrund der mittleren Entwicklungsdauer und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit nur eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). In Kombination mit kurzfristig wirksamen Maßnahmen (vgl. z. B. Maßnahme 2) ist ggf. eine mittlere Eignung zu attestieren.

Eignung: Gering

2. Maßnahme: Schaffung künstlicher Wurforte

2.a Maßnahmenbeschreibung

Als Wurf- und Aufzuchtort werden trockene und warme, Felshöhlen oder -spalten, außerhalb der Reichweite von Fuchs und Schwarzwild gelegene Baumhöhlen oder gut geschützte Mulden (in Dickicht oder unter reich beasteten Bäumen) genutzt. Mitunter werden auch Baue anderer Arten, Scheunen oder Holzstapel genutzt (LEOPOLD 2004).

Die Maßnahme umfasst die Schaffung künstlicher Baumhöhlen und/oder die Aufstellung geeigneter Wurfboxen. Der Wurfort sollte sich außerhalb der Reichweite von Fuchs und Schwarzwild befinden, um mögliche Fressfeinde der Jungtiere auszuschließen. Die Schaffung künstlicher Wurfhöhlen ist vor allem dazu geeignet, einen Mangel an geeigneten Wurforten auszugleichen, bis andere Maßnahmen zur Erhöhung des Höhlenangebotes greifen.

Wurfboxen sind in ca. 2 m Höhe in Verjüngungsflächen oder ehemaligen Windwürfen aufzuhängen oder auf alten Hochsitzen einzubauen (HERRMANN 2005). Zudem muss der Wurfort einen ausreichenden Schutz vor Nässe und Kälte (Zugluft) bieten, da die Jungtiere dagegen sehr empfindlich sind. Begleitend sind habitatverbessernde Maßnahmen durchzuführen, um geeignete Jagd- und Ruhehabitats zur Verfügung zu stellen.

Es sind vier bis zehn Wurfboxen pro 1.000 ha aufzustellen (HERRMANN 2005). Die direkte Umgebung der künstlich geschaffenen Wurforte ist zu beruhigen und aus der Nutzung zu nehmen. Die Funktionsfähigkeit dieser Wurforte ist regelmäßig zu kontrollieren und langfristig sicherzustellen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Kernzone der Fortpflanzungsstätte um den künstlichen Wurfort sollte eine hohe Strukturvielfalt aufweisen (Verjüngungsflächen oder ehemalige Windwürfe (HERRMANN 2005)), um optimale Nahrungs- und Versteckmöglichkeiten für die Jungenaufzucht zu bieten und so die Akzeptanz des Wurfortes zu erhöhen.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Da die Wurfhöhlen unmittelbar zur Verfügung stehen, ist die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da der Mangel an optimalen Wurforten bei der Wildkatze zu einer erhöhten Jungtiersterblichkeit führt (PUSCHMANN 1991, zitiert in RAIMER 1994), ist durch die Maßnahme eine Verbesserung der Aufzuchterfolge zu erwarten. Erfahrungen aus freier Wildbahn und aus Wildparks zeigen, dass Wildkatzen künstliche Strukturen als Wurforte annehmen, wobei sie dabei aus Mangel an geeigneten Wurforten häufig auf suboptimale Angebote ausweichen (RAIMER 1994, LEOPOLD 2004, HERRMANN & VOGEL 2005). Um den Mangel an geeigneten Baumhöhlen auszugleichen, werden z. B. der Ausbau von ehemaligen Bunkern und alten Hochsitzen sowie die Aufstellung von Wurfhöhlen vorgeschlagen (SIMON & HERRMANN 2006, HERRMANN 2005). Bei einem Angebot trockener und gegen Prädatoren gesicherter Wurforte ist daher von einer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme auszugehen.

2.f Zielkonflikte

Es sind ggf. Zielkonflikte mit Forstwirtschaft und Jagdpächtern zu erwarten.

2.g Risikomanagement

Zur Erfolgskontrolle der Maßnahme ist ein Monitoring der geeigneten Höhlen durchzuführen.

2.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist zusammen mit Habitat verbessernden Maßnahmen durchzuführen, da im Umfeld der Wurforte für Jungtiere ausreichend viele, strukturreiche Jagd- und Ruhehabitate vorhanden sein müssen.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die künstlichen Wurforte sind kurzfristig wirksam. Zusammen mit der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb dieser vorgezogenen Ausgleichsmaßnahme eine hohe Eignung zugewiesen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Schaffung von Waldlichtungen

3.a Maßnahmenbeschreibung

Sonn- und Ruheplätze, wie Felsen, Lichtungen, Windwurfflächen und Waldrandstrukturen, stellen einen wichtigen Bestandteil im Wildkatzenlebensraum dar. Die Maßnahme umfasst die Schaffung und Pflege von Waldlichtungen als Sonn- und Ruheplätze. Diese sollten allerdings nicht komplett vom Bewuchs befreit werden, sondern durch den Erhalt von Teilen des Unterbewuchses oder einiger Baumwurzeln noch genügend Strukturvielfalt aufweisen. Die Randbereiche solcher Lichtungen sind zudem ein optimales Jagdrevier, da sich in diesen

Bereichen viele Beutetiere aufhalten.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Besonders südexponierte Hänge sind für diese Maßnahme gut geeignet, da sie ein optimales Sonnenangebot bieten.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Schaffung von Waldlichtungen als Sonn- und Ruheplätze ist sofort wirksam. Die Zeit bis zur Nutzung der Fläche ist unter anderem von der Wildkatzendichte und dem Angebot alternativer Ruheplätze abhängig. Die Maßnahme ist als kurzfristig wirksam einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da Wildkatzen sich häufig auch auf Waldlichtungen und in Windwurfflächen verschiedener Sukzessionsstadien aufhalten, ist eine Annahme künstlich geschaffener Waldlichtungen als Sonn- oder Ruheplatz sehr wahrscheinlich. Hinreichende Wirksamkeitsbelege fehlen allerdings. Aus Analogieschlüssen zur Habitatnutzung der Wildkatze ist jedoch zumindest eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit abzuleiten.

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

3.g Risikomanagement

Zur Erfolgskontrolle der Maßnahme ist ein Monitoring durchzuführen.

3.h Weitere Anmerkungen

Die Schaffung und Pflege von Waldlichtungen sollte nicht während der Wurf- und Aufzuchtzeit der Wildkatzen stattfinden. Die Maßnahme ist v. a. geeignet, wenn solche Teilhabitate verloren gehen bzw. wenn diese nachweislich einen bestandslimitierenden Faktor darstellen. Vor Übernahme der Maßnahme ist zudem zwingend zu prüfen, ob es nicht zu naturschutzinternen Zielkonflikten mit anderen Arten oder Lebensraumtypen kommen kann bzw. in wie weit die Ausgangsflächen überhaupt ein Aufwertepotential aufweisen.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Durch ihre kurze Entwicklungsdauer und die mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit weist diese Maßnahme eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

4. Maßnahme: Waldberuhigung durch Wegesperrung oder -rückbau

4.a Maßnahmenbeschreibung

Die scheue Wildkatze benötigt großräumige, möglichst unzerschnittene Wald- oder Wald-Feld-Landschaften von wenigstens 100 km² Größe, mit kleineren, offenen Bereichen. In der Umgebung der Wurforte sind die Tiere besonders empfindlich. Die Maßnahme umfasst die Beruhigung von Waldgebieten oder -zonen durch Wegesperrung oder -rückbau.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Größere nicht durch Verkehrswege zerschnittene Wald oder Wald-Feldlandschaften mit kleineren offenen Bereichen.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer für den Rückbau von Waldwegen ist abhängig von der Art des Waldweges. Bei Sperrung und Rückbau kann von einer kurzfristigen Wirksamkeit der Maßnahme ausgegangen werden.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da die Wildkatze als sehr scheues Tier bekannt ist, ist davon auszugehen, dass Wegesperrungen oder ein Rückbau von Waldwegen zu einer Vergrößerung des Lebensraumes führen können. Es fehlen jedoch noch hinreichende Wirksamkeitsbelege. Aufgrund der Habitatansprüche der Art ist jedoch zumindest von einer mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit auszugehen.

4.f Zielkonflikte

In den meisten Fällen wird sich ein Zielkonflikt mit der Forstwirtschaft/Waldbesitzern ergeben. Auch mit der ortsansässigen Bevölkerung (Spaziergänger, Wandervereine) und dem Tourismus kann es evtl. zu Konflikten kommen.

4.g Risikomanagement

Zur Erfolgskontrolle ist ein begleitendes Risikomanagement durchzuführen.

4.h Weitere Anmerkungen

-

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist durch die kurze Entwicklungsdauer und die mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

Fazit

Die genannten vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen weisen unterschiedliche Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf. Zum Teil dürfte insbesondere die Maßnahmenkombination aus kurzfristig wirksamer Maßnahme und dauerhaft wirkender Maßnahme die höchste Eignung aufweisen. Aufgrund der starken Bindung der Wildkatze an ältere Wälder sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen nur möglich, wenn bereits vorhandene ältere Eichen- oder Buchenmischwälder optimiert werden können.

Literaturverzeichnis

- DENK, M., JUNG, J. & HAASE, P. (2004): Die Situation der Wildkatze in Hessen. Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden: 104 Seiten.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUF SICHT RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.) (2006): Jahresbericht 2004 des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Mainz, 184 Seiten.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten
- HERMANN, M. (2005): Artenschutzprojekt Wildkatze. Umsetzung der Maßnahmen in Wildkatzenförderräumen. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz.
- HERRMANN, M. & VOGEL, C. (2005). Wildkatze *Felis silvestris silvestris* Schreber, 1777. Die Säugetiere Baden-Württembergs. M. Braun and F. Dieterlen. Stuttgart, Eugen Ulmer GmbH & Co. 2: 363-376.
- MEINIG, H. & BOYE, P. (2004): *Felis silvestris* Schreber, 1777. In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 402-406. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- RAIMER, F. (1994): Die aktuelle Situation der Wildkatze in Deutschland. In: B. N. I. BAYERN (Hrsg.). Die Wildkatze in Deutschland: Vorkommen, Schutz und Lebensräume, Seiten 15-34. Wiesenfeldener Reihe: 13, München.
- SIMON, L. & HERRMANN, M. (2006). "Wildkatzenförderräume : ein pragmatischer Weg zum Wildkatzenschutz im Wald?" Jahresbericht des Landesamtes für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. - 2004: 34 - 43.
- SIMON, O., HUPE, K. & TRINZEN, M. (2005): Wildkatze *Felis silvestris* (Schreber, 1777). In: DOERPINGHAUS, A., EICHEN, C., GUNNEMANN, H., LEOPOLD, P., NEUKIRCHEN, M., PETERMANN, J. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Faun-Flora-Habitat-Richtlinie, Seite 449. Naturschutz und Biologische Vielfalt: 20. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- SIMON, O., TRINZEN, M & HUPE, K. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Wildkatze *Felis silvestris* (SCHREBER, 1775). 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, Seiten 343-345. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.

Blässgans – *Anser albifrons*

Schutz- und Gefährdungsstatus

VS-RL:	Art. 1
BNatSchG:	Besonders geschützt
Rote Liste Deutschland:	Kein Eintrag, da keine regelmäßige Brutvogelart

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte der Blässgans umfasst das Nest mit einer störungsarmen Zone um das Nest. Diese Zone ist im Einzelfall zu ermitteln und abzugrenzen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Für die Blässgans als unregelmäßiger Brutvogel in Deutschland sind keine Abgrenzungen von weiteren essenziellen Teilhabitaten möglich. Bei jeder Brut ist die Fortpflanzungsstätte individuell abzugrenzen.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

In den Überwinterungsgebieten nährt die Blässgans bevorzugt auf größeren offenen Gewässern mit Flachwasserbereichen. Als Ruhestätte ist das gesamte Gewässer mit einer störungsarmen Uferzone, bei sehr großen Gewässern sind die geeigneten Flachwasserbereiche bzw. Teilbereiche des Gewässers abzugrenzen.

Während der Brutzeit sind Ruhestätte und Fortpflanzungsstätte gleichzusetzen. Die Ruhestätte einzelner, unverpaarter Tiere ist unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Aufgrund der großen Aktionsräume der Blässgans ist eine allgemeine Abgrenzung von weiteren essenziellen Teilhabitaten nicht möglich. Essenzielle Teilhabitate müssen einzelfallspezifisch abgegrenzt werden.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die lokale Individuengemeinschaft in der Brutzeit ist aufgrund des Status als unregelmäßiger Brutvogel jeweils im Einzelfall abzugrenzen. Zu beachten ist, dass eine deutliche Trennung zwischen Wildvögeln und Gefangenschaftsflüchtlingsen bzw. Neozoen z. B. in Parkanlagen erfolgen muss. Bestandteil der lokalen Individuengemeinschaft während der Brutzeit sind lediglich Wildvögel.

Im Winterhalbjahr setzt sich die lokale Individuengemeinschaft aus den Tieren eines gemeinsamen Schlafplatzes bzw. eines abgrenzbaren Nahrungsraumes z. B. ein größeres Grünlandgebiet zusammen. Aufgrund der Nutzung von Grünland und Äckern sowie der großen Aktionsräume der Blässgans im Winter mit regelmäßigen Flügen über 10 bis 30 km sowie witterungsbedingten großräumigen Verlagerungen ist die Abgrenzung einer lokalen Individuengemeinschaft nur temporär möglich. Sie sollte sich daher vorrangig an naturräumlich abgrenzbaren Rastgebieten orientieren.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Bruterfolg

Für den deutschen Brutbestand mit lediglich einzelnen und unregelmäßigen Bruten können nur die Anzahl der tatsächlichen Brutpaare und der Bruterfolg als Kriterien herangezogen werden.

Rastbestandsgröße

Für die winterlichen Rastbestände sind als Kriterien die Bestandsgröße an Schlafgewässern mit ihrer zeitlichen Entwicklung und die Ermittlung von Gänsetagen/Hektar auf Nahrungsflächen geeignet. Zu beachten ist, dass es witterungsbedingt zu Verlagerungen des Rastgeschehens, insbesondere außerhalb der Hauptrastgebiete kommt. Für die Bewertung der ökologischen Funktionalität sind daher zusätzlich Wetterdaten und großräumige Bestands- bzw. Zugtrends heranzuziehen.

Habitat

Die Habitateignung eines Gewässers als Schlafplatz wird maßgeblich von der Ungestörtheit und dem Anteil an flachen Gewässerteilen sowie der Entfernung zu geeigneten Äsungsplätzen bestimmt. Die Habitatqualität eines Gewässers kann gut an diesen Parametern bestimmt werden. Bei Schlaf- und Ruheplätzen an Land hängt die Habitateignung von der Störungsarmut und dem Abstand zu den nächsten begrenzenden Hindernissen (Dämme, Hecken, Wald etc.) ab.

Gefährdung

Als Gefährdung ist vorrangig die Beunruhigung von Ruhestätten und Äsungsflächen durch aktive Vergrämung, Freizeitnutzung und Jagd zu nennen (WILLE & BERGMANN 2002).

Eine Gefährdung tritt ein, wenn die verfügbare Fläche abnimmt.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Gewässerberuhigung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Die Eignung eines Gewässers als Schlafplatz für die Blässgans wird durch gezielte Besucherlenkung und Nutzungsbeschränkungen (z. B. Angler, Badebetrieb und, sofern vorhanden, insbesondere Jagd) erhöht, indem störungsarme Bereiche geschaffen werden.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Neu geschaffene bzw. optimierte Schlafplätze müssen in einer Entfernung von max. 10 km zu den beeinträchtigten Ruhestätten und in der Nähe geeigneter Äsungsflächen liegen.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Als Schlafgewässer werden bevorzugt größere Gewässer mit Flachwasserzonen genutzt.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist sofort wirksam, da regelmäßig neue Gewässer als Rastplatz erschlossen werden. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Schaffung störungsarmer Ruhezeiten ist im Gänseschutz ein vielfach angewandtes und erprobtes Mittel (vgl. u. a. HAASE et al. 1999; KRUCKENBERG 2003; KWAK et al. 2008; WILLE & BERGMANN 2002), des Weiteren liegen gute Kenntnisse zu den Habitatansprüchen der Blässgans vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001). Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme ist daher als sehr hoch einzustufen.

1.f Zielkonflikte

Bei der Beruhigung von Gewässern sind regelmäßig Zielkonflikte mit der Freizeitnutzung, ggf. auch mit der Jagd zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Ein Monitoring der Maßnahme ist erforderlich. Der Erfolg der Maßnahme kann über Zählungen am Schlafplatz bzw. auf den Äsungsflächen nachgewiesen werden. Ein weiteres Risikomanagement ist aufgrund der hohen Wirksamkeit nicht erforderlich.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der kurzfristigen Wirksamkeit und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme resultiert eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch

2. Maßnahme: Gewässeroptimierung

2.a Maßnahmenbeschreibung

An größeren Stillgewässern werden Modellierungsmaßnahmen zur Schaffung von störungsarmen Flachwasserzonen durchgeführt.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist innerhalb von ein bis drei Jahren wirksam, die Entwicklungsdauer ist als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Aufgrund der guten Kenntnisse der Habitatansprüche der Blässgans (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001) und der häufigen Nutzung von größeren Abgrabungsgewässern ist die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch einzustufen. Hinreichende Wirksamkeitsbelege durch gezieltes Monitoring künstlicher Flachwasserzonen fehlen jedoch noch.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme. 1.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der kurzfristigen Wirksamkeit und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme resultiert eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Ablenkungsflächen

3.a Maßnahmenbeschreibung

In störungsarmen Bereichen wird intensiv genutztes und gedüngtes Grünland für die Blässgans als optimale Nahrungsquelle zur Verfügung gestellt, um eine Konzentrierung der Rastvorkommen zu ermöglichen.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Ablenkungsflächen sollten nicht weiter als 10 km von geeigneten Schlafplätzen entfernt liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001).

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Intensiv genutztes, gedüngtes Grünland.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Ablenkungsflächen werden in der Regel sehr schnell angenommen. Die Maßnahme ist daher kurzfristig innerhalb von ein bis drei Jahren wirksam.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Ablenkungsflächen werden im Gänseschutz regelmäßig mit gutem Erfolg eingesetzt (u. a. BOS et al. 2008; HAASE et al. 1999; KWAK et al. 2008) und sind u. a. auch in staatlichen Schutzprogrammen vorgesehen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als sehr hoch einzustufen.

3.f Zielkonflikte

Aufgrund von landwirtschaftlichen Produktionseinbußen existieren Zielkonflikte mit der Landwirtschaft.

3.g Risikomanagement

Auf den Ablenkungsflächen sollte das Monitoring über die Zählung von Gänsetagen/ha erfolgen. Da die Maßnahme erprobt ist, ist kein weiteres Risikomanagement erforderlich. Ggf. sind die Flächengrößen anzupassen.

3.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist v. a. geeignet, wenn essenzielle Nahrungshabitate verloren gehen bzw. wenn diese nachweislich einen bestandslimitierenden Faktor darstellen.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der kurzfristigen Wirksamkeit und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme resultiert eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

Fazit

Für die Aufrechterhaltung der ökologischen Funktion von betroffenen Ruhestätten der Blässgans sind geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen vorhanden, die kurzfristig umgesetzt werden können.

Literaturverzeichnis

- BOS, D., LOONEN, M. J. J. & BAKKER, J. P. (2008): Fertilising of coastal grasslands an capacity for accomodating geese. *Die Vogelwelt* 129: 141-146.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. (2001): *Anser albifrons* (Scopolil 1769) - Bläßgans. In: U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM (Hrsg.). *Anseriformes* (1. Teil), Seiten 116-142. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*: 2. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- 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.
- KRUCKENBERG, H. (2003): Muster der Raumnutzung markierter Blessgänse (*Anser albifrons albifrons*) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. Universität Osnabrück Osnabrück: 231 Seiten.
- KWAK, R., VAN DER JEUGD, H. & EBBINGE, B. (2008): The new Dutch policy to accommodate wintering waterfowl. *Die Vogelwelt* 129: 134-140.
- WILLE, V. & BERGMANN, H.-H. (2002): Das große Experiment zur Gänsejagd: Auswirkungen der Bejagung auf Raumnutzung, Distanzverhalten und Verhaltensbudget überwinternder Bläss- und Saatgänse am Niederrhein. *Die Vogelwelt* 123: 293-306.

Kiebitz – *Vanellus vanellus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

VS-RL:	Art. 1
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die räumliche Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte für den Kiebitz anhand von Revieren ist nur eingeschränkt möglich, da die Art teilweise kolonieartig brütet. Als Fortpflanzungsstätte im engeren Sinne ist das Nisthabitat zu bezeichnen. Da Kiebitze Nestflüchter sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001) ist auch der zur Jungenaufzucht notwendige Bereich der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum flügge werden der Jungtiere.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Außerhalb der Brutzeit ist der Kiebitz Zugvogel, der in größeren Individuengruppen Rastgemeinschaften von mehreren 100 bis 10.000 Tieren bilden kann. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen 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. Eine allgemeine Abgrenzung von Ruhestätten anhand von Habitatstrukturen ist nicht möglich. Die räumliche Abgrenzung muss jeweils im Einzelfall unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten erfolgen.

Während der Brutzeit sind Ruhestätte und Fortpflanzungsstätte gleichzusetzen. Die Ruhestätte einzelner, unverpaarter Tiere ist unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Der Kiebitz ist in begrenztem Umfang gelegeorts- und brutplatztreu. Etwa 70 % der Kiebitzfunde beringter Tiere während der Brutzeit fallen in einen Umkreis von 20 km um den Ort der Herkunft (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001). Ein wesentlicher Teil der Jungvögel wandert jedoch auch ab, so dass es zu hohen Zuwanderungsraten bis 59 % kommen kann (vgl. BLÜHDORN 2002; GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001). Sofern möglich, wird die lokale Individuengemeinschaft anhand der realen Vorkommen und der geeigneten Habitatstrukturen abgegrenzt. Hierbei können die Vorkommen im Umkreis von bis zu ca. 20 km zu einer lokalen Individuengemeinschaft zusammengefasst werden.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Zur Bewertung der Individuengemeinschaft ist die Anzahl brütender Paare, bzw. bei Ruhestätten die Anzahl rastender Kiebitze geeignet. Die Bestandsgrößen dürfen nicht abnehmen. Ein weiteres wesentliches Kriterium zur Bewertung der ökologischen Funktion der Fortpflanzungsstätte ist der Bruterfolg, da in Mitteleuropa der Bruterfolg häufig unter dem für den Bestandserhalt notwendigen Wert von 0,83-0,97 flüggen Jungvögeln pro Paar und Nest (PEACH & THOMPSON 1994) liegt (u. a. BAINES 1990; BLÜHDORN 1999; BLÜHDORN 2001; BOLTON et al. 2007; JUNKER et al. 2006; KOOIKER 2003).

Habitat

Die Habitatansprüche des Kiebitzes sind hinreichend bekannt und in einer Vielzahl von Untersuchungen abgesichert worden (vgl. u. a. GLUTZ VON BLITZHEIM et al. 2001), so dass die ökologische Funktionsfähigkeit anhand der Ausprägung der vorhandenen Habitate, insbesondere hinsichtlich Nutzung, Bodenfeuchte und Mosaikstruktur aus Nisthabitaten und Habitaten zur Jungenaufzucht bewertet werden kann.

Gefährdung

Gefährdungsursachen für den Kiebitz sind vorrangig landwirtschaftliche Intensivierung, Nutzungsaufgabe, Melioration, Geleeverluste durch Prädation und Landwirtschaft sowie Störungen durch den Menschen (u. a. AUSDEN & HIRONS 2002; BLÜHDORN 1998; BOLTON et al. 2007; EIKHORST 2005; GÜNTHER et al. 2005; HART et al. 2002; JUNKER et al. 2005; KOOIKER 2003; SCHIFFERLI et al. 2006).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Nisthabitatoptimierung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Optimierungen des Nisthabitats sind durch vielfältige Maßnahmen möglich, müssen stark an die lokalen Gegebenheiten angepasst werden und werden auf verschiedene Weise in zahlreichen Projekten angewendet. Hier erfolgt daher nur eine kurze Vorstellung einer Auswahl der möglichen Maßnahmen, die Details sind der jeweiligen Fachliteratur bzw. z. B. den Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzprogrammen zu entnehmen (Übersicht in HARTMANN et al. 2006). Zur Optimierung des Nisthabitates ist im Regelfall eine Kombination mehrerer Maßnahmen notwendig (z. B. RYSLAVY 2004a) :

- Grünlandextensivierung/Mosaikbewirtschaftung (u. a. AUSDEN & HIRONS 2002; BAINES 1990; BLÜHDORN 2002; BOSCHERT 1999; TROLLET 2003).
- Anhebung Grundwasserstände (BOSCHERT 1999).
- Temporäre Winter/Frühjahrüberstauung (Vertragsnaturschutzprogramme).

- Beweidung (außerhalb der Brutzeit) (HART et al. 2002; JUNKER et al. 2005; TRIPLET et al. 2004; TROLLET 2003).
- Grubbern (SQUIRES & ALLCORN 2006).
- Mahd von Binsenfluren (ROBSON & ALLCORN 2006).
- Mahd nach dem 15. Juni (Vertragsnaturschutzprogramme).
- Optimierung von Ackerstandorten (KOOIKER 2003; SCHREIBER 2001; SHELDON et al. 2004; SHELDON et al. 2007).
- Vermeidung von Störungen (BLÜHDORN 1998).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Aufgrund der relativen Brutortstreue des Kiebitzes sind die Maßnahmen im Nahbereich der beeinträchtigten Fortpflanzungsstätte, jedoch außerhalb der Effektdistanz des Vorhabens oder anderer Vorhaben durchzuführen. Sofern dort keine geeigneten Flächen vorhanden sind, können die Maßnahmen auch in dem unter „Räumlicher Zusammenhang“ benannten Bereich durchgeführt werden, da dort auf geeigneten Flächen regelmäßig von einer Annahme durch die Kiebitze zu rechnen ist.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Maßnahmenstandort selbst oder das unmittelbare Umfeld muss bereits von Kiebitzen besiedelt werden, da bei größeren, kolonieartig brütenden Beständen, die kolonieartig brüten, das Prädationsrisiko geringer (BERG et al. 1992) und die Ansiedlungswahrscheinlichkeit höher sind. Des Weiteren muss auf dem Standort der Wasserstand gemäß den Ansprüchen des Kiebitzes einstellbar sein. Hanglagen sind zu vermeiden.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Umsetzung der Maßnahme ist kurzfristig innerhalb eines Jahres möglich, da Kiebitze vegetationsarme Flächen, u. a. auch Äcker, besiedeln und keine bestimmte Pflanzengesellschaft ausgebildet werden muss. Bis zur Besiedlung können jedoch abhängig von der Lage der Fläche und den bereits vorhandenen Kiebitzbeständen mehrere Jahre vergehen. Sofern Kiebitze vorhanden sind und die Maßnahmen optimal umgesetzt werden, wurden jedoch mehrfach kurzfristige Bestandssteigerungen innerhalb von fünf Jahren (ROBSON & ALLCORN 2006; SQUIRES & ALLCORN 2006) festgestellt. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Wirksamkeit bzw. die Voraussetzungen für die Wirksamkeit von Nisthabitat verbessernden Maßnahmen sind gut belegt (u. a. AUSDEN & HIRONS 2002; BELLEBAUM & BOCK 2004; BLÜHDORN 2002; BOSCHERT 1999; JUNKER et al. 2005; KOOIKER 2003; PEACH & THOMPSON 1994; SHELDON et al. 2004; SHELDON et al. 2007; SQUIRES & ALLCORN 2006; TAYLOR & GRANT 2004; TRIPLET et al. 2004; TROLLET 2003). Eine alleinige Habitatverbesserung in Schutzgebieten hat jedoch den Bestandsrückgang des Kiebitzes in der Fläche und in Wiesenvogelschutzgebieten nur teilweise aufhalten können, da weitere Faktoren, insbesondere die Prädation von hoher Bedeutung für den Erfolg der Maßnahmen ist. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist aufgrund der umfassenden Untersuchungen zum Kiebitz und der Umsetzung von Schutzmaßnahmen inkl. Monitoring dennoch als sehr hoch zu bezeichnen, sofern die Voraussetzungen für die Maßnahme beachtet werden und die

Maßnahme sehr sorgfältig unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten geplant wird.

1.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit Land- und Wasserwirtschaft zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Ein Monitoring mit einer Brutbestandsermittlung sowie im Einzelfall einer Überprüfung des Reproduktionserfolges ist vorzusehen. Als weiteres Risikomanagement ist die Kombination verschiedener Optimierungsmaßnahmen, eine Anpassung des Landnutzungssystems und eine Kombination mit den Maßnahmen 2 bis 4 vorzusehen. Entsprechende Flächen sind vorzuhalten.

1.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme sollte immer in Verbindung mit der Maßnahme 4 (Passive Prädatorenkontrolle) durchgeführt werden, da die Prädation der Hauptfaktor für zu niedrige Reproduktionsraten ist (BAINES 1990; BLÜHDORN 2002; BOLTON et al. 2007; JUNKER et al. 2006; JUNKER et al. 2005) und zu einem Scheitern der Maßnahme führen kann.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Nistplatzoptimierung weist eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf, da sie bereits vielfach umgesetzt wird, in Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltprogrammen integriert ist, und Belege für ihre Wirksamkeit bestehen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist daher sehr hoch und die Maßnahme kurzfristig wirksam (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch

2. Maßnahme: Nestschutz

2.a Maßnahmenbeschreibung

Die Maßnahme dient dem Schutz von Kiebitzgelegen vor Zerstörung durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Die Kiebitzgelege werden über den Brutzeitraum kartiert und z. B. durch einen Stab in ca. 4 m Entfernung vom Gelege markiert (u. a. BLÜHDORN 2002; EIKHORST 2005; JUNKER et al. 2005). Der Gelegestandort wird dann von landwirtschaftlicher Bewirtschaftung ausgenommen, bei Beweidung muss er ausgezäunt werden. Alternativ wird die gesamte Fläche nach einer Brutfeststellung für den Brutzeitraum mit Bewirtschaftungsaufgaben versehen (KÖSTER 2001). Die langfristige Wirkung dieser Maßnahme ist durch geeignete Rechtsmittel oder vertragliche Vereinbarungen dauerhaft zu sichern.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme ist nur im direkten Vorkommensbereich des Kiebitzes möglich.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Maßnahmenstandort muss vom Kiebitz besiedelt sein und die Habitatqualität muss für eine Brut und erfolgreiche Jungenaufzucht ausreichend sein.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist sofort wirksam und führt kurzfristig zu einer Erhöhung des Reproduktionserfolges.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist als sehr gut zu bezeichnen. Durch den Gelegeschutz konnte die Zahl schlüpfender Jungvögel auf landwirtschaftlichen Flächen deutlich erhöht und Verluste aufgrund von Bewirtschaftung vermieden werden (u. a. BEINTEMA et al. 1995; BELLEBAUM & BOCK 2004; RYSLAVY 2004a). Hinreichende Wirksamkeitsbelege sind mehrfach vorhanden, ebenso positive Experteneinschätzungen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als sehr hoch einzustufen.

2.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Landwirtschaft zu erwarten.

2.g Risikomanagement

Aufgrund der intensiven Betreuung und Kartierung ist bei Einzelgelegeschutz das Monitoring bereits in der Maßnahme enthalten. Ansonsten ist ein Monitoring zur Bestandsentwicklung des Kiebitzes erforderlich. Als weiteres Risikomanagement ist eine Verknüpfung mit anderen Maßnahmen, insbesondere Maßnahme 4 erforderlich.

2.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme sollte nur in Verbindung mit einem Prädationsmanagement durchgeführt werden, da Prädation die Hauptursache für Gelegeverluste ist.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist grundsätzlich eine sehr hohe Eignung auf, da der Kenntnisstand sehr gut, die Wirksamkeit der Maßnahme belegt und somit eine sehr hohe Erfolgswahrscheinlichkeit bei kurzfristiger Wirksamkeit gegeben ist (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

3. Maßnahme: Überoptimierte Brutplätze außerhalb regelmäßiger Bewirtschaftung

3.a Maßnahmenbeschreibung

Sofern eine Integration von Maßnahmen zur Verbesserung von Nisthabitaten in die landwirtschaftliche Nutzung nicht möglich ist, oder stark gefährdete kleine Restvorkommen des Kiebitzes betroffen sind, ist alternativ eine Schaffung von optimalen Brutplätzen durch landchaftsgestaltende Maßnahmen möglich. Das Nisthabitat sowie ein geeignetes Habitat für die Aufzucht der Jungvögel werden dabei künstlich angelegt und vollständig auf die Ansprüche des Kiebitzes ausgerichtet. Die Maßnahmenflächen bedürfen dann einer ständigen Pflege, welche durch geeignete Rechtsmittel oder vertragliche Vereinbarungen dauerhaft gesichert sein muss.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand zu den Habitatansprüchen des Kiebitzes ist aufgrund zahlreicher Forschungsarbeiten als sehr gut zu bezeichnen (s. Maßnahme 1). Maßnahmen, die durch Umgestaltung lediglich dem Kiebitz zu Gute kommen, sind bisher nicht erprobt worden. Da die Habitatstrukturen jedoch gut künstlich herstellbar sind, ist im Analogieschluss davon auszugehen, dass die Maßnahme eine vergleichbar hohe Erfolgswahrscheinlichkeit wie Maßnahme 1 aufweist, da keine Beschränkungen durch die landwirtschaftliche Nutzung bestehen.

3.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Naturschutz zu erwarten.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

3.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme sollte nur in Verbindung mit Maßnahme 4 durchgeführt werden. Aufgrund des hohen Aufwandes und der weitgehend künstlichen Situation sollte die Maßnahme nur in sehr gut begründeten Ausnahmefällen eingesetzt werden.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist aufgrund der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzfristigen Wirksamkeit grundsätzlich eine sehr hohe Eignung auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

4. Maßnahme: Passive Prädatorenkontrolle

4.a Maßnahmenbeschreibung

Als einer der Hauptgründe für niedrigen Bruterfolg beim Kiebitz wird die hohe Prädation, insbesondere bei kleinen Kolonien, angegeben (u. a. BAINES 1990; BELLEBAUM & BOCK 2004; BLÜHDORN 2002; BOLTON et al. 2007; JUNKER et al. 2005; LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005; SHELDON et al. 2007; TROLLIET 2003). Prädatorenbekämpfung kann aktiv, z. B. durch Bejagung, oder passiv durch Ausschluss der Prädatoren aus dem Kiebitzlebensraum erfolgen. Da bei einer aktiven Prädatorenbekämpfung häufig Störungen anderer Arten, z. T. auch der Zielart auftreten, wird diese abgelehnt und als für den Wiesenbrüterschutz nicht wirkungsvoll angesehen (RYSILAVY 2004b). Der passive Ausschluss der Prädatoren sollte bevorzugt durch Teileinzäunungen von Brutkolonien, ggf. temporär mit Weidezaun, Elektrozaun oder Ringgräben erfolgen (BANKS & MACDONALD 1999; LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005; RYSILAVY 2004b; SCHIFFERLI et al. 2006).

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im Vorkommensbereich des Kiebitzes bzw. auf den vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmenflächen.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahmen sind kurzfristig innerhalb einer Brutsaison wirksam und führen zu einer Erhöhung des Reproduktionserfolges.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist als sehr gut zu bewerten, da Ausmaß und Art der Prädation gut untersucht sind. Die Maßnahme wurde mehrfach mit Erfolg bei verschiedenen Arten (RYSILAVY 2005) angewendet und Wirksamkeitsbelege sind vorhanden (vgl. RIMMER & DEBLINGER 1990; RYSILAVY 2004b; SCHIFFERLI et al. 2006). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als sehr hoch einzuschätzen.

4.f Zielkonflikte

Es ist mit Zielkonflikten mit der Landwirtschaft zu rechnen.

4.g Risikomanagement

Als Monitoring sollte der Brutbestand des Kiebitzes und die Zahl geschlüpfter bzw. flügger Jungvögel ermittelt werden. Im Rahmen des weiteren Risikomanagements sind Verbesserungen z. B. an der Einzäunung (vgl. SCHIFFERLI et al. 2006) sowie habitatverbessernde Maßnahmen vorzusehen.

4.h Weitere Anmerkungen

-

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist eine sehr hohe Eignung auf, da sie geeignet ist die Qualität einer Fortpflanzungsstätte deutlich zu verbessern, kurzfristig wirksam ist und die Wirksamkeit der Maßnahme belegt ist (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Sie kann jedoch i.d.R. nur Maßnahmen zur Habitatneuschaffung bzw. -optimierung flankieren.

Eignung: Sehr hoch (keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Für den Kiebitz stehen mehrere sehr gut geeignete und erprobte vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Verfügung. In der Regel führt jedoch nur eine Maßnahmenkombination zum Erfolg. Ein Prädatorenmanagement ist zu berücksichtigen, da Prädation eine Hauptgefährdung darstellt und den Erfolg von habitatverbessernden Maßnahmen verhindern kann.

Literaturverzeichnis

- AUSDEN, M. & HIRONS, G. J. M. (2002): Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. *Biological Conservation* 106: 279-291.
- BAINES, D. (1990): The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. *Journal of Animal Ecology*

59: 915-929.

- BANKS, P. B. & MACDONALD, D. W.. (1999): Non-lethal predator control: exploring the options. In: D. P. COWAN & C. J. FEARE (Hrsg.). *Advances in vertebrate pestmanagement*, Seiten 251-266. Filander Verlag, Fürth.
- BEINTEMA, A. J., MOEDT, O. & ELLINGER, D. (1995): *Ecologische atlas van de Nederlandse weidevogels*. Schuyt & Co, Harlem.
- BELLEBAUM, J. & BOCK C. (2004): Bruterfolge und Gelegeverluste beim Kiebitz *Vanellus vanellus* in Brandenburg. In: MICHAEL-OTTO-INSTITUT IM NABU (Hrsg.). *Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU*, Seiten 79-85. Bergenhusen.
- BERG, A., LINDBERG, T. & KAELEBRINK, K. G. (1992): Hatching Success of Lapwings on Farmland: Differences between Habitats and Colonies of Different Sizes. *Journal of Animal Ecology* 61: 469-476.
- BLÜHDORN, I. (1998): Auswirkungen potentieller Störreize auf das Verhalten brütender und jungführender Kiebitze *Vanellus vanellus*. *Die Vogelwelt* 119: 105-113.
- BLÜHDORN, I. (1999): Brutökologische Untersuchungen an Kiebitzen in den Riesefeldern Münster während der Extensivierung ihres Brutgebietes. In: MUNLV (Hrsg.). *Zur Situation feuchtgrünlandabhängiger Vogelarten in Deutschland. Wiesenvogeltagung 1999 in Tecklenburg - Dokumentation der Ergebnisse mit aktuellen Ergänzungen zur Bestandssituation.*, Seiten 97-100. Düsseldorf.
- BLÜHDORN, I. (2001): Zum Brutbestand des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im nördlichen Münsterland 1999 im Vergleich zu 1972/73 und 1989/90. *Vogelwelt* 122: 15-28.
- BLÜHDORN, I. (2002): Bestandsentwicklung und Brutbiologie einer Kiebitzkolonie (*Vanellus vanellus*) während der Extensivierung ihres Brutgebietes. Dissertation Westfälische Wilhelms-Universität Münster Münster: 126 Seiten.
- BOLTON, M., TYLER, G., KEN, S. & BAMFORD, R. (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology* 44: 534-544.
- BOSCHERT, M. (1999): Bestandsentwicklung des Kiebitzes nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung: Untersuchungen in drei Gebieten der Oberrheinebene. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31: 51-57.
- EIKHORST, W. (2005): Schlupf- und Aufzuchterfolg beim Kiebitz *Vanellus vanellus* innerhalb und außerhalb des NSG "Borgfelder Wümmewiesen". *Vogelwelt* 126: 359-364.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. & BEZZEL, E.. (2001): *Vanellus vanellus* (Linné 1758) - Kiebitz. In: U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM (Hrsg.). *Charadriiformes (1. Teil): Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel*, Seiten 405-471. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*: 6. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R. & GRUTTKE, H. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 21, Bonn-Bad Godesberg, 605 Seiten.
- HART, J. D., MILSOM, T. P., BAXTER, A., KELLY, P. F. & PARKIN, W. K. (2002): The impact of livestock on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding densities and performance on coastal grazing marsh. *Bird Study* 49: 67-78.
- HARTMANN, E., SCHEKAHN, A., LUICK, R. & THOMAS, F. (2006): Kurzfassungen der Agrarumwelt- und Naturschutzprogramme. BfN-Skripten 161: 1-302.
- JUNKER, S., DÜTTMANN, H. & EHRNSBERGER, R. (2006): Schlupferfolg und Kükenmortalität beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). *Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 111-122.
- JUNKER, S., EHRNSBERGER, R. & DÜTTMANN, H. (2005): Einfluss von Landwirtschaft und Prädation auf

die Reproduktion des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). Vogelwelt 126.

- KOOIKER, G. (2003): Langzeituntersuchungen über den Einfluß der Feldbewirtschaftung auf den Schlupf- und Aufzuchterfolg einer Kiebitzpopulation (*Vanellus vanellus*). Ökologie der Vögel 25: 37-51.
- KÖSTER, H. (2001): Untersuchung zum Kiebitz in der Agrarlandschaft. In: MUNLV (Hrsg.): Wiesenvogeltagung. Tecklenburg.
- LANGGEMACH, T. & BELLEBAUM, J. (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.
- PEACH, W. J. & THOMPSON, P. S. (1994): Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. Journal of Animal Ecology 63: 60-70.
- RIMMER, D. W. & DEBLINGER, R. D. (1990): Use of predator exclosures to protect Piping Plover nests. Journal of Field Ornithology 61: 217-223.
- 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.
- RYSLAVY, T. (2004a): Effizienz des Wiesenvogelschutzes in Brandenburg. In: (Hrsg.): Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU. NABU, Bergenhusen. 76-78.
- RYSLAVY, T. (2004b): Workshop Prädationsmanagement (Methoden zur Verringerung der Prädation). In: (Hrsg.): Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU. NABU, Bergenhusen. 86-87.
- RYSLAVY, T. (2005): Prädation bei Bruten der Wiesenweihe *Circus pygargus* in Brandenburg. Vogelwelt 126: 381-384.
- SCHIFFERLI, L., SPAAR, R. & KOLLER, A. (2006): Fence and plough for Lapwings: nest protection to improve nest and chick survival in Swiss farmland. Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen 32: 123-129.
- SCHREIBER, M. (2001): Verbreitung und Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im südwestlichen Niedersachsen in Abhängigkeit von ausgewählten bodenkundlichen Parametern und landwirtschaftlicher Nutzung. Die Vogelwelt 122: 55-65.
- SHELDON, R., BOLTON, M., GILLINGS, S. & WILSON, A. (2004): Conservation management of Lapwing *Vanellus vanellus* on lowland arable farmland in the UK. Ibis 146: 41-49.
- SHELDON, R. D., CHANEY, K. & TYLER, G. A. (2007): Factors effecting nest-survival of northern lapwings *Vanellus vanellus* in arable farmland: an agri-environment scheme prescription can enhance nest survival. Bird Study 54: 168-175.
- 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.
- TAYLOR, I. R. & GRANT, M. C. (2004): Long-term trends in the abundance of breeding Lapwing *Vanellus vanellus* in relation to land-use change on upland farmland in southern Scotland. Bird Study 51: 133-142.
- TRIPLET, P., URBAN, M., ERLINGER, D., SOURNIA, A. & SUEUR, F. (2004): Eurasian Lapwing *Vanellus vanellus* and cattle rearing: results of ten years of monitoring of the lower Somme valley. Alauda 72: 221-226.
- TROLLET, B. (2003): Elements for a lapwing (*Vanellus vanellus*) management plan. Game and wildlife Science 20: 93-144.

Mittelspecht – *Dendrocopos medius*

Schutz- und Gefährdungsstatus

VS-RL:	Artikel 1, Anhang I
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	*, ungefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte des Mittelspechtes umfasst aufgrund der geringen Reviergrößen das gesamte Revier. Reviergrößen des Mittelspechtes liegen zwischen 3 und 60 ha (BLUME & TIEFENBACH 1997; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001). In gut geeigneten Habitaten jedoch meist zwischen 3 und 10 ha (vgl. Siedlungsdichte). Die Spannweite der Siedlungsdichten liegt in größeren Räumen in Abhängigkeit von der Habitatausstattung zwischen 0,2 und 1,4 Revieren pro 10 ha. In Optimalhabitaten erreicht der Mittelspecht Siedlungsdichten von zwei bis fünf Brutpaaren pro 10 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001).

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Außerhalb der Fortpflanzungszeit besetzt der Mittelspecht einen Aktionsraum, der i. d. R. deutlich größer als das Brutrevier ist. In diesem Aktionsraum besitzen alle Baumhöhlen ausreichender Größe eine potenzielle Eignung als Ruhestätte. Für die Nutzung einer Baumhöhle als Ruhestätte ist beim Mittelspecht eine gewisse Störungsarmut Voraussetzung. Für die Funktion der Ruhestätte ist daher ein störungsarmer Bereich mit einem Radius von 50 m um die Baumhöhle essenziell. Diesen nutzt der Mittelspecht zum Sichern vor dem Anflug an die Ruhestätte und verteidigt ihn ggf. auch gegen andere Mittelspechte.

Während der Brutzeit sind Ruhestätte und Fortpflanzungsstätte gleichzusetzen. Die Ruhestätte einzelner, unverpaarter Tiere entspricht der außerhalb der Fortpflanzungszeit.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Mittelspechte weisen als Standvögel artspezifisch kleine Aktionsräume auf. Die Größe des Aktionsraumes ist abhängig vom Habitatangebot und der Jahreszeit und liegt zumeist zwischen 3 und 15 ha. Inwieweit es außerhalb der Brutzeit zu kleinräumigen Wanderungsbewegungen und Austauschbeziehungen kommt, ist derzeit noch nicht ausreichend erforscht. Eine Abgrenzung einer lokalen Individuengemeinschaft anhand von rein biologischen Merkmalen (Fortpflanzungsgemeinschaft) ist zurzeit nicht möglich. Für den Mittelspecht als eng an Wälder, insbesondere Eichenbestände, sowie an Baumbestände mit rauborkigen Arten, wie alte Buchen und Erlen, gebundene Art erfolgt die Abgrenzung des Raumes der lokalen Individuengemeinschaft anhand der vorhandenen Habitatstrukturen. Im Regelfall

sollte ein kartographisch gut abgrenzbarer Wald oder Waldkomplex ausgewählt werden. Zwischen den geeigneten Habitatbeständen dürfen auch ungeeignete Habitate liegen. Zu Maximalabständen zwischen geeigneten Habitaten liegen noch keine ausreichenden Erkenntnisse vor. Bisherige Untersuchungen ergeben maximale Flugdistanzen von 9-14 km (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001; MÜLLER 1982). PETERSSON (1985) wies für eine schwedische isolierte Population bereits bei Entfernungen von 2-5 km zwischen geeigneten Habitaten keine regelmäßigen Austauschbeziehungen mehr nach. Bei einer Entfernung von mehr als 3 km zwischen den artspezifischen Habitaten empfiehlt es sich aufgrund der anzunehmenden Trennung der Brutvorkommen jedoch eine Betrachtung als getrennte lokale Individuengemeinschaften durchzuführen (PASINELLI 2008).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Als Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion werden die Siedlungsdichte und der Bruterfolg verwendet. Bruterfolgsermittlungen bedingen i. d. R. einen hohen Kartieraufwand. Das Kriterium Bruterfolg wird daher nur dann angewendet, wenn Zweifel bei der Bewertung der ökologischen Funktion bestehen. Eine weitere Anwendungsmöglichkeit liegt im Rahmen des Risikomanagements, da durch Bruterfolgsermittlungen bereits kurzfristig Aussagen zur Wirksamkeit von Maßnahmen getroffen werden können. Für den Mittelspecht sind Bruten mit zwei flüggen Jungvögeln pro Brut als erfolgreich anzusehen und liegen im Bereich des durchschnittlichen Bruterfolges (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001; PETERSSON 1985).

Habitat

Die Habitateignung wird maßgeblich von Anzahl und Alter rauborkiger Bäume bestimmt: Für Deutschland sind dies insbesondere Eiche, Erle und Buche ab einem Alter von ca. 180 bis 200 Jahren. Es besteht keine Korrelation der Habitateignung mit dem Totholzanteil. Der Mittelspecht legt seine Höhlen bevorzugt in noch lebendem, vorgeschädigtem Holz an. Da naturraumübergreifende Habitatanalysen bisher fehlen, bzw. vorwiegend auf Alter und Waldtyp abzielen, wird auf die von PASINELLI (2001, 2007) verwendeten Kriterien Dichte starker Eichen (>36 cm) und Dichte potenzieller Höhlenbäume zurückgegriffen. Anhand der Bestimmung dieser Kriterien ist in Waldbeständen eine Bewertung der Habitate hinsichtlich der ökologischen Funktion möglich.

Gefährdung

Eine Gefährdung stellen u. a. Veränderungen in der Waldstruktur (Baumartenzusammensetzung, Rückgang stärkerer Bäume, Entfernung von Alt- und Totholz) dar (u. a. GÜNTHER et al. 2005). Ein Gefährdungskriterium ist daher eine über dem Zuwachs liegende Entnahme starker, rauborkiger Bäume und potenzieller Höhlenbäume (geeignete Vorschädigung vorhanden). Darüber hinaus ist das Fehlen jüngerer, zukünftig geeigneter Waldbestände als Gefährdung anzuführen. Ein weiteres Kriterium ist die Isolation einer lokalen Individuengemeinschaft. Aufgrund von zufällig auftretenden Faktoren (z. B. Witterung, Geschlechterverhältnis) unterliegen räumlich isolierte Individuenvorkommen bereits ab einem Bestand von 20-25 Individuen einer deutlichen Gefährdung (PETERSSON 1985).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz

oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Förderung von Eiche, Erle, Altbuchen

1.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Verbesserung des Nisthabitatangebotes werden durch waldbauliche Maßnahmen ältere Bestände von Eiche, Erle und Buche sowie die Eichenverjüngung gefördert (PASINELLI 2008).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme muss im Umfeld von betroffenen Mittelspechtrevieren durchgeführt werden.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Alte rauborkige Bäume stellen die wichtigste Habitatrequisite für den Mittelspecht dar. Eine Förderung dieser Bäume führt zu einer Verbesserung sowohl des Brutplatzangebotes als auch der Nahrungsverfügbarkeit. Die Förderung von geeigneten Bäumen ist stark von den vorhandenen Beständen abhängig. Für die Maßnahme eignen sich nur Bestände die ihr Nutzungsalter bereits erreicht haben.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Eine Förderung von Baumarten ist nur mittel- bis langfristig möglich, so dass die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit als langfristig beurteilt wird.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Hinreichende Wirksamkeitsbelege fehlen noch, aber die Erfolgswahrscheinlichkeit für die Maßnahme ist aufgrund der bekannten Habitatansprüche der Art und neuerer Untersuchungen zur Verbreitung und Bestandsentwicklung des Mittelspechtes (BÜHLMANN et al. 2003; FLADE et al. 2004; FLADE & SCHWARZ 2005; GATTER & MATTES 2008; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001; KOSIŃSKI & WINIECKI 2005; PASINELLI 2008; SÜDBECK & FLADE 2004; WEIß 2003) durch Analogieschluss als hoch zu bezeichnen. Die Maßnahme wird daher grundsätzlich als gut geeignet für den Mittelspecht eingestuft (PASINELLI 2008).

1.f Zielkonflikte

Es sind Konflikte mit der Forstwirtschaft zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da aufgrund der langen Entwicklungszeit keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

1.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist aufgrund des langen Entwicklungszeitraumes nicht als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme geeignet, für den Erhalt von Mittelspechtvorkommen jedoch erforderlich.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund des langen Zeitraumes bis zur Wirksamkeit ist die Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme trotz generell hoher Erfolgswahrscheinlichkeit nicht geeignet (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Ihr Einsatzfeld dürfte eher im Bereich von FCS-Maßnahmen

liegen.

Eignung: Keine

2. Maßnahme: Nutzungsverzicht, Umtriebszeitverlängerung

2.a Maßnahmenbeschreibung

Durch Nutzungsverzicht von Altbäumen und Umtriebszeitverlängerungen in zur Nutzung anstehenden Beständen wird das Nisthabitatangebot für den Mittelspecht erhalten und gefördert (PASINELLI 2008).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Alte rauborkige Bäume stellen die wichtigste Habitatrequisite für den Mittelspecht dar. Eine Förderung dieser Bäume führt zu einer Verbesserung sowohl des Brutplatzangebotes als auch der Nahrungsverfügbarkeit. Die Förderung von geeigneten Bäumen ist stark von den vorhandenen Beständen abhängig. Für die Maßnahme eignen sich nur Bestände, die ihr Nutzungsalter bereits erreicht haben und in der Nutzung sind, bzw. mittelfristig komplett entnommen werden.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Durch Nutzungsverzicht und Umtriebszeitverlängerungen wird bereits kurzfristig zumindest die Anzahl an potenziellen Höhlenbäumen erhalten und gesteigert, da die Entnahme unter dem üblichen Zuwachs liegt. In Abhängigkeit vom Alter des Bestands kann die Maßnahme im Zeitraum von fünf bis zehn Jahren ihre Wirksamkeit entfalten und ist daher als mittelfristig wirksam einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Erfahrungen mit der Maßnahme liegen nicht vor, bzw. bei ersten Maßnahmenversuchen wurden noch keine kurzfristigen Erfolge erzielt (MIRANDA et al. 2006). Die Ursachen hierfür sind jedoch nicht bekannt. Die Maßnahme wird dennoch als sehr gut geeignet bezeichnet (PASINELLI 2008). Sie führt sicher zum Erhalt und einer Verbesserung des Angebotes an geeigneten Höhlenbäumen. Zudem erhöht sich bei Nutzungsverzicht der Anteil der rauborkigen Bäume, welche essenzielle Bedeutung für die Mittelspechtnutzung haben, signifikant. Inwieweit sich diese Habitatverbesserung auf den Mittelspechtbestand auswirkt, ist derzeit nicht bekannt. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist bisher nur als mittel einzustufen.

2.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Forstwirtschaft zu erwarten.

2.g /Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der nur mittelfristigen Wirksamkeit in einem Zeitraum von fünf bis zehn Jahren und der nur auf Experteneinschätzungen beruhenden mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit wird die Eignung der Maßnahme nur als gering eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Gering

3. Maßnahme: Anlage von Höhleninitialen

3.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Förderung des Nistplatzangebotes werden in Eichen oder anderen rauborkigen Bäumen, die die Habitatansprüche des Mittelspechtes erfüllen (PASINELLI 2008) Höhleninitialen durch Verletzung des Baumes, z. B. durch Fräsen oder Bohren geschaffen. Durch gezielte Baumverletzungen und ggf. Impfung mit holzersetzenen Pilzen ist eine vorzeitige Reifung der Bäume zu potenziellen Höhlenbäumen möglich (vgl. JACKSON & JACKSON 2004). Gleichzeitig werden die Bedingungen für holzbewohnende Insekten verbessert, so dass sich auch das Nahrungsangebot verbessert. Die Impfung mit Pilzen führt jedoch nicht immer zu einer wesentlichen Beschleunigung der Totholzbildung (BRANDEIS et al. 2002). Möglichkeiten zur künstlichen Totholzförderung sind z. B. in Brandeis et al. (2002) beschrieben.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Maßnahme ist in Beständen rauborkiger Baumarten durchzuführen. Der Durchmesser der ausgewählten Bäume in Bruthöhe muss mindestens 36 cm betragen (MIRANDA et al. 2006; PASINELLI 2008).

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist bei Nadelhölzern innerhalb von ein bis fünf Jahren wirksam (BRANDEIS et al. 2002). Für Eichen liegen noch keine Erkenntnisse zur Wirksamkeitsdauer vor, daher wird von einem eher längeren Zeitraum als bei Nadelhölzern ausgegangen und die Entwicklungsdauer als mittelfristig eingestuft.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es liegen bisher aus Mitteleuropa noch keine ausreichenden Erfahrungen zur Erfolgswahrscheinlichkeit vor. Bei amerikanischen Spechtarten wurden jedoch gute Erfahrungen mit dieser Methode zur Erhöhung der Höhlendichte gemacht (BRANDEIS et al. 2002). Es fehlen Erkenntnisse zur Wirksamkeit bei den vom Mittelspecht besiedelten Baumarten und im Hinblick auf eine Besiedelung durch den Mittelspecht. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird daher derzeit nur mit gering eingestuft.

3.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Forstwirtschaft zu erwarten.

3.g Risikomanagement

Als Monitoring sind Siedlungsdichteuntersuchungen und Erfassungen der Habitatstrukturen, insbesondere der Entwicklung von Bruthöhlen geeignet. Als weiteres Risikomanagement ist

eine Kombination mit anderen vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen vorzusehen.

3.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme sollte bis zur Überprüfung der Wirksamkeit nur in Kombination mit anderen Maßnahmen umgesetzt und erprobt werden.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist u. U. eine Entwicklungsdauer von mehr als fünf Jahren auf. Wirksamkeitsbelege für den Mittelspecht fehlen bisher, auch wenn eine Erhöhung der Höhleninitialen erreicht wird. Wegen der mittleren Entwicklungsdauer und der geringen Erfolgswahrscheinlichkeit hat die Maßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme keine Eignung (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

4. Maßnahme: Anlage von künstlichen Baumhöhlen

4.a Maßnahmenbeschreibung

In älteren rauborkigen Baumbeständen mit einem Brusthöhendurchmesser von mind. 36 cm werden künstliche Baumhöhlen gefräst. Die Lage am Baum und die Ausgestaltung orientieren sich an natürlichen Mittelspechthöhlen.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 3.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Da die Höhlen unmittelbar zur Verfügung stehen, ist die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit als kurz einzustufen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es liegen noch keine Erfahrungen mit der künstlichen Schaffung von Baumhöhlen vor. Da der Mittelspecht seine Höhlen überwiegend selbst anlegt und nur ein geringer Anteil der Höhlen mehrjährig zur Brut genutzt wird, ist keine dauerhafte Verbesserung des Habitatangebotes zu erwarten. Ein Nutzen für den Mittelspecht kann nur in der kurzfristigen Überbrückung eines akuten Höhlenmangels und im Angebot von Ruhestätten liegen. Die Maßnahme kann als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme nur im Verbund mit Maßnahmen zur Waldstrukturverbesserung wirksam sein. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird daher aufgrund der Ökologie der Art als gering bis nicht gegeben eingeschätzt.

4.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Forstwirtschaft zu erwarten.

4.g Risikomanagement

Ein Monitoring der Baumhöhlen auf Besiedlung durch den Mittelspecht ist vorzusehen. Als weiteres Risikomanagement sind die Maßnahmen mit anderen vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen zu kombinieren.

4.h Weitere Anmerkungen

-

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Da die Nutzung künstlicher Baumhöhlen durch den Mittelspecht trotz der potenziell kurzfristigen Wirksamkeit einer sehr hohen Prognoseunsicherheit unterliegt, wird die Maßnahme nur als gering geeignet eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Gering (beim aktuellen Kenntnisstand ungeeignet)

5. Maßnahme: Anbringen von Nistkästen

5.a Maßnahmenbeschreibung

Durch das Anbringen von Nistkästen für Spechte wird das Höhlenangebot erhöht.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 3.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 4.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Für die Anbringung von Nistkästen gilt dasselbe wie für die Anlage von Baumhöhlen. Bruten von Mittelspechten in Nistkästen und auch die Nutzung als Schlafplatz sind bisher nur selten beschrieben worden (u. a. ZÖLLINGER 1933). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist daher als gering einzuschätzen.

5.f Zielkonflikte

-

5.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 4.

5.h Weitere Anmerkungen

-

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Da die Nutzung von Nistkästen durch den Mittelspecht trotz der potenziell kurzfristigen Wirksamkeit einer geringen Erfolgswahrscheinlichkeit unterliegt, wird die Maßnahme nur als gering geeignet eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Gering (beim aktuellen Kenntnisstand ungeeignet)

Fazit

Die Möglichkeiten zur Bewahrung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen hängen im Wesentlichen von der im Raum vorhandenen Habitatausstattung ab. Aufgrund der sehr starken Bindung des Mittelspechtes an ältere Wälder, sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen nur möglich, wenn bereits bestehende Eichen- oder Erlenwälder mit einem Bruthöhendurchmesser >36 cm oder alte Buchenwälder optimiert werden können. Ausreichende Flächengrößen, mindestens 5 bis 10 ha pro Brutpaar; vorausgesetzt. Diese Flächen sollten möglichst unmittelbar an die betroffenen Habitate angrenzen, bzw. nicht weiter als 3 km entfernt liegen (PASINELLI 2008).

Beeinträchtigungen sind ausgleichbar, sofern geeignete Waldbestände zur Optimierung im Raum vorhanden sind. Der Mittelspecht reagiert wahrscheinlich gut auf Habitatoptimierungen, insbesondere der entscheidenden Habitatrequisite potenzieller Höhlenbäume. Hier besteht jedoch noch Forschungsbedarf. Das Angebot an potenziellen Höhlenbäumen lässt sich mit geringem Aufwand in kurzer Zeit stark steigern. Relevante Beschränkungen der Siedlungsdichte z. B. durch intraspezifische Konkurrenz liegen erst vor, wenn die Siedlungsdichte bereits bei ca. drei Brutpaaren pro 10 ha liegt.

Insgesamt sind der Kenntnisstand als zu gering und die Entwicklungszeiträume als zu lang zu bezeichnen, so dass nicht geeignete, gering geeignete und mittel geeignete Maßnahmen vorliegen. Die Maßnahmen sind daher eher als FCS-Maßnahmen geeignet.

Literaturverzeichnis

- BLUME, D. & TIEFENBACH, J. (1997): Die Buntspechte. Die Neue Brehm-Bücherei 315. Westarp, Magdeburg, 151 Seiten.
- 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: 625-633.
- BÜHLMANN, J., MÜLLER, W., PASINELLI, G. & WEGGLER, M. (2003): Entwicklung von Bestand und Verbreitung des Mittelspechtes *Dendrocopos medius* 1978-2002 im Kanton Zürich: Analyse der Veränderungen und Folgerungen für den Artenschutz. *Der Ornithologische Beobachter* 100: 343-355.
- FLADE, M., HERTEL, F., SCHUMACHER, H. & U.A. (2004): Der Mittelspecht und seine bisher unbeachteten Lebensräume : einer, der auch anders kann. *Der Falke : Das Journal für Vogelbeobachter* 51: 82-86.
- FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Ergebnisse des DDA-Monitoringsprogramms, Teil II: Bestandsentwicklung von Waldvögeln in Deutschland 1989-2003. *Vogelwelt* 125: 177-213.
- 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. (2001): *Picoides medius* (Linné 1758) - Mittelspecht. In: U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM (Hrsg.). *Columbiformes - Piciformes*, Seiten 1055-1078. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*: 9. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R. & GRUTTKE, H. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 21, Bonn-Bad Godesberg, 605 Seiten.
- JACKSON, J. A. & JACKSON, B. J. (2004): Ecological relationships between fungi and

woodpecker cavity sites. Condor 106: 37-49.

- KOSIŃSKI, Z. & WINIECKI, A. (2005): Factors affecting the density of the middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius*: a macrohabitat approach. Journal für Ornithologie 146: 263-270.
- 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: 333-338.
- MÜLLER, W. (1982): Die Besiedlung der Eichenwälder im Kanton Zürich durch den Mittelspecht *Dendrocopos medius*. Der Ornithologische Beobachter 79: 105-119.
- PASINELLI, G. (2008): Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. 5-64.
- PETTERSSON, B. (1985): Extinction of an Isolated Population of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* (L.) in Sweden and its Relation to General Theories on Extinction. Biological Conservation 32: 335-353.
- SÜDBECK, P. & FLADE, M. (2004): Bestand und Bestandsentwicklung des Mittelspechts *Picooides medius* in Deutschland und seine Bedeutung für den Waldnaturschutz. Vogelwelt 125: 319-326.
- WEIß, S. (2003): Erlenwälder als bisher unbeachteter Lebensraum des Mittelspechts *Dendrocopos medius*. Die Vogelwelt 124: 177-192.
- ZÖLLINGER, H. (1933): Vom Mittelspecht. Ornithologischer Beobachter 31: 33-36.

Neuntöter – *Lanius collurio*

Schutz- und Gefährdungsstatus

VS-RL:	Art. 1; Anhang I
BNatSchG:	Besonders geschützt
Rote Liste Deutschland:	*, ungefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Aufgrund der geringen Reviergröße des Neuntöters von nur 0,08 bis 1,52 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001) umfasst die Fortpflanzungsstätte das gesamte Neuntöterrevier.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Außerhalb der Brutzeit nutzt der Neuntöter Ruheplätze nur fakultativ nach Angebot. Eine Bindung an bestimmte Ruhestätten oder Ansammlungen des Neuntöters auf dem Zug bestehen in Mitteleuropa nicht. Als Zugvogel verlässt der Neuntöter außerhalb der Brut- und der kurzen Zugzeit Mitteleuropa.

Während der Brutzeit sind Ruhestätte und Fortpflanzungsstätte gleichzusetzen. Die Ruhestätte einzelner, unverpaarter Tiere ist unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft des Neuntöters kann in begrenztem Umfang durch Ermittlung geeigneter Teilhabitate wie Hecken, Feldgehölze und Windwurfflächen ermittelt werden, sofern diese Habitatkomplexe räumlich deutlich von anderen geeigneten Habitatkomplexen getrennt sind. In der Regel treten geeignete Teilhabitate jedoch über die Fläche verteilt auf. Für den Neuntöter als Zugvogel und an nicht sehr stabile Lebensräume angepasste Art sind diese auch gut erreichbar. Wenn eine Abgrenzung aufgrund der besiedelbaren und besiedelten Habitatkomplexe nicht möglich ist, können Landschaftsausschnitte abgegrenzt werden, welche sich durch eine relativ homogene Ausprägung der Biotop- bzw. Nutzungsstrukturen und der geomorphologischen Standortvoraussetzungen auszeichnen, die aber noch in engem funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Lebensstätte stehen (z. B. Halbtrockenrasenbereiche, größere verbuschte Streuobstwiesenbereiche, Niederungsbereiche, Heckenlandschaften).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Zur Bewertung der Individuengemeinschaft ist die Siedlungsdichte des Neuntöters heranzuziehen. In Einzelfällen kann die ökologische Funktion zusätzlich über Bruterfolgs-ermittlungen bewertet werden.

Habitat

Für den Neuntöter ist der Kenntnisstand bezüglich seiner Habitatansprüche ausreichend, um anhand einer Habitatstrukturkartierung unter Berücksichtigung der Vernetzung verschiedener Teilhabitate eine Bewertung der ökologischen Funktion durchzuführen.

Gefährdung

Hauptgefährdungsursachen für den Neuntöter sind insbesondere Beseitigung von Weg- und Ackerrainen, Krautsäumen, Brachstreifen und -inseln, die Beseitigung von Hecken, Knicks und Steinrücken sowie die Entfernung von Feldgehölzen, Streuobstwiesen, Kopfweidenbeständen (GÜNTHER et al. 2005).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Anlage von Nisthabitaten

1.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Schaffung von Nisthabitaten werden Hecken und Feldgehölze angelegt. Zur Verwendung sollte vorwiegend größeres Pflanzmaterial in Kombination mit weiteren Strukturmaterialien z. B. Totholz kommen, um die Entwicklungsdauer zu reduzieren. Bei der Artenauswahl ist auf eine Mischung aus Dornsträuchern und sonstigen Gehölzen zu achten (PFISTER & NAEF-DAENZER 1987), da der Neuntöter bevorzugt in Dornsträuchern wie Heckenrose, Schwarzdorn und Weißdorn seine Nester anlegt (JAKOBER & STAUBER 1987). Die Hecke muss eine Mindestbreite von 10 m aufweisen, vertikal geschlossen sein (LENSCHOW 2001) und einen Krautsaum aufweisen. Eine regelmäßige Pflege im Turnus von 15 Jahren ist vorzusehen (LENSCHOW 2001). Alternativ können bei der Heckenneuanlage für den Neuntöter auch Benjeshecken oder „Brandenburger Schichtholzhecken“ angelegt werden (HÖLKER 2002).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Der Neuntöter weist eine relative Ortstreue auf. Er ist aufgrund der Dynamik seiner Lebensräume aber auch zu Standortveränderungen in der Lage. Neuanlagen von Nisthabitaten sollten daher angrenzend an die beeinträchtigten Fortpflanzungsstätten stattfinden, jedoch außerhalb der Effektdistanzen des Projektes (z. B. bei Autobahnen außerhalb der maximalen Effektdistanz von 200 m, vgl. GARNIEL et al. 2009).

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Nester werden vom Neuntöter in Höhen von 0,2 m bis 8 m Höhe angelegt. Der Großteil der Nester befindet sich in Höhen bis ca. 2 m. In Höhen über 1,5 m nimmt der Anteil der Nester ohne Bruterfolg zu (JAKOBER & STAUBER 1987). Die Nisthabitate sind im Verbund mit geeigneten Nahrungshabitaten, z. B. extensives Grünland, Ackerbrachen, Ruderalflächen anzulegen. Eine Heckenanlage in reinen Ackergebieten ohne ausreichende Saumstrukturen und Nahrungshabitate erfüllt nicht die Habitatansprüche des Neuntötters (vgl. BRANDL et al. 1986; JAKOBER & STAUBER 1987; PFISTER & NAEF-DAENZER 1987). Das Neuntöterhabitat besteht aus sonnenbestrahlten Flächen mit aufgelockerten, abwechslungsreichen Busch- oder Heckenbestand und größeren kurzrasigen und vegetationsfreien Flächen (JAKOBER & STAUBER 1987). Wesentliche begünstigende Faktoren für die Habitatqualität von Neuntöternisthabitaten sind eine ausreichende Entfernung zum geschlossenen Waldbestand, kleinteilige extensive landwirtschaftliche Nutzung teils mit Beweidung, Neigung und windgeschützte Standorte (vgl. BRANDL et al. 1986).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es vergehen ein bis drei Jahre bis zur Besiedlungsfähigkeit durch den Neuntöter (FORSTER 2001; PLATH 1990). Das Optimum wird im Zeitraum von sechs bis sechzehn Jahren erreicht (LENSCHOW 2001). Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand sowohl über die Habitatanforderungen des Neuntötters an seinen Nistplatz, als auch über die Annahme von neugeschaffenen Nisthabitaten ist als gut zu bezeichnen. Insbesondere die Anlage von Hecken, auch für den Neuntöter, ist vielfach durchgeführt worden (BOLLMANN 1999). Der Kenntnisstand beruht dabei auf empirischen Erfahrungen, wissenschaftliche Untersuchungen mit statistischer Absicherung liegen für die Auswirkungen der Maßnahme auf die Art nicht vor. Wohl vorwiegend deshalb, weil die Anlage von Hecken zur Förderung des Neuntötters in Fachkreisen als weitgehender Konsens angesehen wird. Die Erfolgswahrscheinlichkeit kann als sehr hoch eingestuft werden.

1.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Landwirtschaft zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Die Besiedlung der neu angelegten Habitate ist über eine Revierkartierung, in Einzelfällen auch über einen Reproduktionsnachweis zu belegen. Aufgrund des guten Kenntnisstandes ist als weiteres Risikomanagement lediglich die Ausweitung des Maßnahmenumfanges und die Kombination mit der Maßnahme 2 (s. u.) zur Optimierung von Nahrungshabitaten vorzusehen.

1.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme sollte nur in Kombination mit Maßnahme 2 erfolgen oder wenn ausreichende Nahrungshabitate vorhanden sind, da insbesondere die Nahrungsverfügbarkeit für die ökologische Funktionsfähigkeit der Fortpflanzungsstätte eine hohe Bedeutung hat (vgl. BRANDL et al. 1986).

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist als Ausgleich für die Beeinträchtigung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten gut geeignet, da sie eine sehr hohe Erfolgswahrscheinlichkeit hat, der Kenntnisstand gut ist, die Maßnahme bereits regelmäßig angewendet wird und sich geeignete Nisthabitate durch die Maßnahme kurzfristig entwickeln lassen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme sollte nur in Kombination mit der Maßnahme 2 erfolgen oder wenn ausreichende Nahrungshabitate vorhanden sind.

Eignung: Sehr hoch

2. Maßnahme: Optimierung von Nahrungshabitaten

2.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Verbesserung von Nahrungshabitaten sind landwirtschaftliche Extensivierungsmaßnahmen, hier die Anlage von extensivem Grünland bevorzugt mit tlw. Beweidung (BRANDL et al. 1986; JAKOBER & STAUBER 1987; PFISTER & NAEF-DAENZER 1987), die Anlage von Buntbrachen sowie die Anlage von Randstreifen durchzuführen. Im Regelfall sollte ein Mosaik aus verschiedenen Nutzungen mit einer hohen Randstrukturdichte angelegt werden. Für die Maßnahmen bestehen in den Vertragsnaturschutz- und Agrarumweltprogrammen umfangreiche Anleitungen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Zur generellen räumlichen Nähe siehe Maßnahme 1. Nahrungshabitate müssen aufgrund der geringen Reviergröße von Neuntöttern im unmittelbaren Zusammenhang zu geeigneten Nisthabitaten angelegt werden.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Neuntöter braucht insekten- und kleinsäugerreiche Nahrungshabitate und nutzt neben extensivem Grünland, Ackerbrachen, Ruderalfluren und Windwurfflächen in hohem Maße Randstrukturen. Für eine erfolgreiche Jagd müssen freistehende Ansitzwarten in 1-3 m Höhe vorhanden sein (JAKOBER & STAUBER 1987).

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklung geeigneter Habitate ist kurzfristig im Zeitraum von eins bis drei Jahren möglich, da es nicht auf die Entwicklung einer bestimmten Ausprägung einer Pflanzengesellschaft ankommt, sondern das Ziel die Erhöhung der Nahrungsverfügbarkeit ist.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand zur Habitatnutzung und den Ansprüchen des Neuntötters ist als sehr gut zu bezeichnen. Vergleichbare Maßnahmen werden bereits regelmäßig durchgeführt, es fehlen jedoch wissenschaftliche Untersuchungen zur Wirksamkeit. Bei Berücksichtigung empirischer Erfahrungen als Wirksamkeitsbeleg bzw. von Analogieschlüssen zu Habitatanalysen der Art ist der Kenntnisstand als sehr gut zu bezeichnen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme wird mit sehr hoch eingestuft.

2.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Landwirtschaft zu erwarten.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Als eigenständige Maßnahme liegt eine Eignung nur vor, wenn bisher nicht erschlossene Nisthabitate durch die Maßnahme besiedlungsfähig gemacht werden. Im Zusammenhang mit der Maßnahme 1 ist die Maßnahme sehr gut geeignet, sowohl neue Habitate zu erschließen als auch die Siedlungsdichte zu erhöhen. Aufgrund der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzfristigen Wirksamkeit weist die Maßnahme eine sehr hohe Eignung auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

Fazit

Für den Neuntöter liegen leicht durchführbare und kurzfristig wirksame Maßnahmen vor, die aufgrund des sehr guten Kenntnisstandes eine sehr hohe Erfolgswahrscheinlichkeit aufweisen.

Literaturverzeichnis

- BOLLMANN, K. (1999): Hecken und Neuntöter - eine Erfolgsstory im Naturschutz. *Ornis* 1999: 9-11.
- BRANDL, R., LÜBCKE, W. & MANN, W. (1986): Habitatwahl beim Neuntöter. *Journal für Ornithologie* 127: 69-78.
- FORSTER, R. (2001): Biozönosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge? *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 387.
- GARNIEL, A., MIERWALD, U. & OJOWSKI, U. (2009): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Bericht zum Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB "Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna. Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach: 95 Seiten.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER K. (2001): *Lanius collurio* Linnaeus 1758 - Rotrückenwürger, Neuntöter. In: U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM (Hrsg.). *Passeriformes (4. Teil): Sittidae - Laniidae*, Seiten 1140-1220. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas: 13/II*. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R. & GRUTTKE, H. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 21, Bonn-Bad Godesberg, 605 Seiten.
- HÖLKER, M. (2002): Bestandsentwicklung und Bruthabitat des Raubwürgers (*Lanius excubitor*) in der Medebacher Bucht 1990-2001. *Charadrius* 38: 169-179.
- JAKOBER, H. & STAUBER W. (1987): Habitatansprüche des Neuntöters (*Lanius collurio*) und Maßnahmen für seinen Schutz. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): *Artenschutzsymposium Neuntöter*, Bad Buchau 1984. 25-54.
- LENSCHOW, U. (2001): Landschaftsökologische Grundlagen zum Schutz, zur Pflege und zur

Neuanlage von Feldhecken in Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt 2001: 1-85.

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. 147-157.

PLATH, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

Rebhuhn – *Perdix perdix*

Schutz- und Gefährdungsstatus

VS-RL:	Art. 1
BNatSchG:	Besonders geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die räumliche Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte des Rebhuhns anhand von Revieren ist nicht möglich, da die Art kein ausgeprägtes Territorialverhalten zeigt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001). Als Fortpflanzungsstätte im engeren Sinne ist das Nisthabitat zu bezeichnen. Da Rebhühner Nestflüchter sind, ist auch der zur Jungenaufzucht notwendige Bereich der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den brutzeitlichen Aufenthaltsraum.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Außerhalb der Brutzeit ist das Rebhuhn Stand- und Strichvogel. Dabei kommt es im Regelfall nur zu kleineren räumlichen Verlagerungen. Die als Ruhestätte genutzten Teilhabitate sind dabei so unspezifisch (vgl. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001), dass eine räumliche Abgrenzung zum Aufenthaltsraum nicht möglich ist.

Während der Brutzeit sind Ruhestätte und Fortpflanzungsstätte gleichzusetzen. Die Ruhestätte einzelner, unverpaarter Tiere ist unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die lokale Individuengemeinschaft des Rebhuhns lässt sich als Offenlandart durch trennende Barrieren wie z. B. Wälder oder andere nicht besiedelbare Biotope von anderen lokalen Individuengemeinschaften abgrenzen. Bei größeren zusammenhängenden oder gut verbundenen Habitaten ist dies nicht immer möglich, ggf. kann auch hier eine Abgrenzung durch die Ermittlung nicht besiedelter Bereiche erreicht werden. Da dies nicht immer ohne hohen methodischen Aufwand möglich sein wird, sollten alternativ Landschaftsausschnitte abgegrenzt werden, welche sich durch eine relativ homogene Ausprägung der Biotop- bzw. Nutzungsstrukturen und der geomorphologischen Standortvoraussetzungen auszeichnen, die aber noch in engem funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Lebensstätte stehen bzw. im Aktionsraum der betroffenen Individuen liegen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Zur Bewertung der Individuengemeinschaft sind bevorzugt Siedlungsdichteuntersuchungen und die Erfassung von winterlichen Ketten heranzuziehen. Die ökologische Funktionalität ist gewahrt, wenn keine Bestandsabnahmen erfolgen.

Habitat

Wesentliches Kriterium für die Habitatqualität in Bezug auf das Rebhuhn ist der Flächenanteil geeigneter Nisthabitatinseln, wie lockerwüchsige Brachen, Feldholzinseln und Ruderalstandorte (vgl. WÜBBENHORST 2002; WÜBBENHORST & LEUSCHNER 2006). Die Flächengröße für die lokale Individuengemeinschaft sollte im räumlichen Zusammenhang 300 ha nicht unterschreiten (vgl. RIESS 1988). 10 % der Fläche sollten eine besonders hohe Habitatqualität für das Rebhuhn aufweisen (JENNY et al. 2002). Die Habitatqualität ist über eine Habitatstrukturkartierung ermittelbar.

Gefährdung

Gefährdungsursachen für das Rebhuhn liegen vornehmlich in der landwirtschaftlichen Nutzungsintensivierung, dem Verlust geeigneter Nist- und Rückzugshabitate sowie der Jagd (u. a. BAUER & BERTHOLD 1996; GÜNTHER et al. 2005).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Ackerbrachen

1.a Maßnahmenbeschreibung

Durch temporäre Flächenstilllegung werden geeignete Nist- und Nahrungshabitate geschaffen. Die Brachen sind als Rotationsbrachen mit einer Stilllegungszeit von drei bis fünf Jahren anzulegen. Danach sollte die Brachfläche gewechselt werden. Eine Einsaat als Buntbrache ist wünschenswert (GOTTSCHALK & BEEKE 2009). Für den Erhalt der Individuengemeinschaft sollte der Bestand mindestens zehn Brutpaare betragen (JENNY et al. 2002; RIESS 1988). Für den langfristigen Erhalt wird ein Bedarf von fünf bis zehn Vorkommen mit jeweils zehn Brutpaaren angegeben. Die dauerhafte Durchführung der Maßnahme ist durch geeignete Rechtsmittel oder vertragliche Vereinbarungen dauerhaft zu sichern.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Rebhühner weisen nur ein geringes Ausbreitungspotenzial auf. Maßnahmenflächen müssen sich daher im Aktionsraum der lokalen Individuengemeinschaft befinden und hier in Nähe eines bereits durch Rebhühner besiedelten Areal. Optimal sind Entfernungen von bis zu 500 m zum nächsten Brutpaar. Bei größeren Entfernungen sinkt die Besiedlungswahrscheinlichkeit stark ab (vgl. WÜBBENHORST 2002).

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Maßnahme wird auf Äckern durchgeführt. Besondere Habitatansprüche bestehen nicht. Für den Erhalt der Individuengemeinschaft sollte der Bestand mindestens zehn Brutpaare betragen (JENNY et al. 2002; RIESS 1988). Für den langfristigen Erhalt wird ein Bedarf von fünf bis zehn Vorkommen mit jeweils zehn Brutpaaren angegeben. Der Maßnahmenstandort muss ein entsprechendes Angebot an geeigneten Habitaten aufweisen, oder es müssen ausreichende Flächen zur Aufwertung vorhanden sein.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Brache ist innerhalb einer Vegetationsperiode herstellbar und für das Rebhuhn geeignet. Die Maßnahme ist daher kurzfristig wirksam.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist als sehr gut zu bezeichnen. Die Nutzung von Ackerbrachen als Niststandort für das Rebhuhn ist vielfach belegt (u. a. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001; GOTTSCHALK & BEEKE 2009; SPITTLER 2000; WÜBBENHORST 2002). Die Nutzung und Bedeutung von verschiedenen Nisthabitaten ist in hohem Maße auch von der Populationsdichte abhängig (WÜBBENHORST & LEUSCHNER 2006). Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme wird daher als sehr hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte bestehen mit der Landwirtschaft.

1.g Risikomanagement

Das Monitoring umfasst eine Siedlungsdichtekartierung und eine Habitatstrukturkartierung mit Schwerpunkt auf geeigneten Nisthabitaten. Für das weitere Risikomanagement sind weitere Flächenstilllegungen und eine Maßnahmenkombination mit den weiteren vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen vorzusehen.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist aufgrund einer sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und einer kurzfristigen Wirksamkeit eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5), da Ackerbrachen ein bevorzugtes Nisthabitat des Rebhuhns darstellen, sehr schnell und einfach herstellbar sind und schnell besiedelt werden. Der Maßnahmentyp ist darüber hinaus in Vertragsnaturschutzprogrammen (z. B. BAUER 2007) und Agrarumweltprogrammen verankert, so dass für die Umsetzung geeignete Vorgaben vorhanden sind.

Eignung: Sehr hoch

2. Maßnahme: Ackerrandstreifen

2.a Maßnahmenbeschreibung

In Anlehnung an Ackerrandstreifenprogramme werden mindestens 10 m, besser 20 m breite Ackerrandstreifen als Nist- und Nahrungshabitat für das Rebhuhn angelegt (GOTTSCHALK & BEEKE 2009). Die Ackerrandstreifen sind in einem Turnus von drei bis fünf Jahren auf ein

frühes Sukzessionsstadium zurückzusetzen. Für den Erhalt der Individuengemeinschaft sollte der Bestand mindestens zehn Brutpaare betragen (JENNY et al. 2002; RIESS 1988). Für den langfristigen Erhalt wird ein Bedarf von fünf bis zehn Vorkommen mit jeweils zehn Brutpaaren angegeben.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist als sehr gut zu bezeichnen. Die Nutzung von Ackerrandstreifen als Niststandort für das Rebhuhn ist vielfach belegt (u. a. CHIVERTON 1999; GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001; SPITTLER 2000; WÜBBENHORST 2002). Zu berücksichtigen ist der unterschiedliche Erfolg durch die Anlage von Ackerrandstreifen, da nicht in allen Untersuchungen positive Effekte auf die Population trotz Nutzung nachgewiesen werden konnten (vgl. BRO et al. 2004). Die Nutzung und Bedeutung von verschiedenen Nisthabitaten ist darüber hinaus in hohem Maße auch von der Populationsdichte abhängig (WÜBBENHORST & LEUSCHNER 2006). Aufgrund der z. T. widersprüchlichen Wirksamkeitsbelege wird der Maßnahme derzeit nur eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit zugewiesen.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme wird derzeit im Naturschutz häufig angewendet und ist in entsprechenden Vertragsnaturschutzprogrammen integriert.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf, da es für erfolgreiche und dauerhafte Nutzung von Ackerrandstreifen noch widersprüchliche Wirksamkeitsbelege gibt und die Maßnahme kurzfristig wirksam ist (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Für die Eignung von hoher Bedeutung ist die Kombination mit einem ausreichenden Umfang flächiger Maßnahmen (siehe Maßnahme 1), um die Wirksamkeit deutlich zu erhöhen.

Eignung: Mittel

3. Maßnahme: Feldgehölzinseln

3.a Maßnahmenbeschreibung

Durch Anlage und Optimierung von Feldgehölzinseln werden geeignete Nist- und Nahrungshabitate geschaffen (EYLERT & LANGE 2006; WÜBBENHORST 2002). Die Feldgehölze

sollten kleinflächig und lückig sein. Für den Erhalt der Individuengemeinschaft sollte der Bestand mindestens zehn Brutpaare betragen (JENNY et al. 2002; RIESS 1988). Für den langfristigen Erhalt wird ein Bedarf von fünf bis zehn Vorkommen mit jeweils zehn Brutpaaren angegeben. Die Maßnahme muss einen entsprechenden Umfang haben.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Besondere Habitatansprüche an die Maßnahmenfläche bestehen nicht. Für den Erhalt der Individuengemeinschaft sollte der Bestand mindestens zehn Brutpaare betragen (JENNY et al. 2002; RIESS 1988). Für den langfristigen Erhalt wird ein Bedarf von fünf bis zehn Vorkommen mit jeweils zehn Brutpaaren angegeben. Der Standort muss entsprechend ausreichend groß sein oder bereits zusätzlich geeignete Habitate aufweisen.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die volle Funktionsfähigkeit von Feldgehölzinseln als allgemeine Ausgleichsmaßnahme wird in der Regel erst in Zeiträumen von über zehn Jahren erreicht. Für das Rebhuhn sind jedoch auch jüngere Feldgehölzinseln bereits unmittelbar nach Pflanzung nutzbar, da hier bereits Deckung vorhanden ist und die Struktur bracheähnlich ist. Daher wird die Entwicklungsdauer als kurzfristig eingestuft.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist als sehr gut zu bezeichnen. Die Nutzung von Feldgehölzen als Niststandort für das Rebhuhn ist vielfach belegt (u. a. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 2001; WÜBBENHORST 2002). Die Nutzung und Bedeutung von verschiedenen Nisthabitaten ist in hohem Maße auch von der Populationsdichte abhängig (WÜBBENHORST & LEUSCHNER 2006). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als sehr hoch einzustufen.

3.f Zielkonflikte

Zielkonflikte bestehen mit der Landwirtschaft.

3.g Risikomanagement

Das Monitoring umfasst eine Siedlungsdichtekartierung und eine Habitatstrukturkartierung mit Schwerpunkt auf geeigneten Nisthabitaten. Für das weitere Risikomanagement sind weitere Flächenstilllegungen und eine Maßnahmenkombination mit den weiteren vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen vorzusehen.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist eine sehr hohe Eignung auf, da Feldgehölzinseln ein regelmäßig genutztes Nisthabitat des Rebhuhns darstellen, sehr schnell und einfach herstellbar sind und kurzfristig besiedelt werden (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme sollte nach Möglichkeit in Kombination mit der Maßnahme 1 bzw. 2 durchgeführt werden, um die Eignung weiter zu erhöhen.

Eignung: Sehr hoch

Fazit

Für das Rebhuhn liegen geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen mit nachgewiesener sehr hoher Erfolgswahrscheinlichkeit und kurzfristiger Wirksamkeit vor. Die Maßnahmen werden regelmäßig in Naturschutzprogrammen umgesetzt.

Literaturverzeichnis

- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden, 715 Seiten.
- BAUER, H. (2007): Chancen für den Wandel. LWF aktuell 2007: 1-3.
- BRO, E., MAYOT, P., CORDA, E. & REITZ, F. (2004): Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing wildlife cover using a multisite BACI experiment. *Journal of Applied Ecology* 41: 846-857.
- CHIVERTON, P. A. (1999): The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus*. *Wildlife Biology* 5: 83-92.
- EYLERT, J. H. & LANGE, T. (2006): Förderprogramm "Artenreiche Feldflur" - Erfolg auf dem Acker. LÖBF- Mitteilungen 2006: 38-42.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER K. M. & BEZZEL, E. (2001): *Perdix perdix* - Rebhuhn. In: GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (Hrsg.). *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Seiten 247-283. 5. AULA-Verlag.
- GOTTSCHALK, E. & BEEKE, W. (2009): Leitfaden für ein Rebhuhnschutzprojekt nach unseren Erfahrungen im Landkreis Göttingen. 1-13 Seiten.
- GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R. & GRUTTKE, H. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 21, Bonn-Bad Godesberg, 605 Seiten.
- JENNY, M., WEIBEL, U., LUGRIN, B., JOSEPHY, B., REGAMEY, J.-L. & ZBINDEN, N. (2002): Rebhuhn. *Schriftenreihe Umwelt* 335. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 143 Seiten.
- RIESS, W. (1988): Konzepte zum Biotopverbund im Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern. *Laufener Seminarbeiträge* 86: 102-115.
- SPITTLER, H. (2000): "Niederwildgerechte" Flächenstilllegung. *LÖBF-Mitteilungen* 1/2000: 12-19.
- WÜBBENHORST, D. (2002): Gefährdungsursachen des Rebhuhns *Perdix perdix* in Mitteleuropa. *Promotion Universität Kassel Kassel*: 113 Seiten.
- WÜBBENHORST, D. & LEUSCHNER, C. (2006): Vegetation structure at the breeding sites of the partridge (*Perdix perdix* L.) in central europe and its possible importance for population density. *Polish Journal of Ecology* 54: 57-67.

Rotmilan – *Milvus milvus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

VS-RL:	Artikel 1, Anhang I
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	*, ungefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte des Rotmilans umfasst den Horst inklusive einer störungsarmen Horstschutzzone mit einem 300 m-Radius um den Horst (vgl. KOLLMANN et al. 2002; TESSENDORF & WÖLFEL 1999). Dieser Bereich ist Teil der Fortpflanzungsstätte, weil ein Teil der Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung der Jungen und die Flugversuche der Jungvögel in der näheren Umgebung des Horstbaumes stattfindet und weil die weitgehende Störungsarmut dieser Zone erst die Nutzung des Horstes zur Fortpflanzung ermöglicht.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Eine allgemeine Abgrenzung von weiteren essenziellen Teilhabitaten ist für den Rotmilan aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Nahrungshabitate nicht möglich. Da die Art jedoch empfindlich auf die Änderung der Landnutzung, z. B. Fruchtfolgen, reagiert und bei verringerter Nahrungsverfügbarkeit Brutplätze aufgegeben werden und die Bestände stark zurückgehen können (NICOLAI et al. 2009), sind essenzielle Teilhabitate jeweils einzelfallspezifisch unter Beachtung des Angebotes geeigneter Habitate im Raum zu betrachten.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Der Rotmilan nutzt seine Ruhestätten fakultativ nach Angebot. Bei regelmäßigen Ansammlungen von Rotmilanen sind die Ruheplätze (Bäume), auf denen sich die Tiere versammeln, als Ruhestätte zu definieren. Aufgrund der hohen Störungsempfindlichkeit des Rotmilans ist für die Funktion der Ruhestätte ein störungsarmer Bereich mit einem Radius von 300 m um die Ruheplätze von essenzieller Bedeutung.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Für die Nutzung von Ruhestätten sind keine weiteren grundsätzlich essenziellen Teilhabitate abgrenzbar. Bei größeren Ansammlungen ist jedoch zu beachten, dass häufig Bereiche mit künstlich hoher Nahrungsverfügbarkeit (z. B. Mülldeponien) vorhanden sind, die für größere Ansammlungen von Rotmilanen eine essenzielle Bedeutung haben können.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Für die Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft des Rotmilans empfehlen sich aufgrund der hohen Mobilität und der mehrere Quadratkilometer großen Aktionsräume der Art größere Landschaftsausschnitte, welche sich durch eine relativ homogene Ausprägung der Biotop- bzw. Nutzungsstrukturen und der geomorphologischen Standortvoraussetzungen

auszeichnen, die aber noch in engem funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Lebensstätte stehen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Siedlungsdichte

Die Erfüllung der ökologischen Funktionalität ist gegeben, wenn die Anzahl der besetzten Horste nicht zurückgeht.

Bruterfolg

Die durchschnittliche Reproduktionsrate der lokalen Individuengemeinschaft muss zum Erhalt des Bestandes mindestens 1,9 Junge pro Brut betragen (KOSTREWZA & SPEER 1995)

Habitat

Wesentliches Kriterium für die Bewertung der Habitatqualität ist die Größe, Lage und Ausprägung von Altholzbeständen. Für die Größe des Altholzbestandes ist kein Wert festlegbar, der Bestand muss aber so groß und geschlossen sein, dass er standsicher ist. Als geeignete Lage sind Waldrandbereiche zu bewerten, wobei die Entfernungen zum Waldrand lokal schwanken. Der Altholzbestand muss jedoch ein gutes An- und Abfliegen ermöglichen. Da der Rotmilan regelmäßig Wechselhorste, auch in anderen Waldbeständen (ORTLIEB 1995), benutzt, ist für die Bewertung ein Radius von 2.000 m um die betroffene Fortpflanzungsstätte zu berücksichtigen.

Gefährdung

Gefährdungen des Rotmilans bestehen vornehmlich durch den Verlust geeigneter Altholzbestände. Als Gefährdungskriterium kann daher u. a. eine Abnahme von Altholzbeständen herangezogen werden. Für die Funktion der Fortpflanzungsstätte ist weiterhin eine ausreichende Nahrungsverfügbarkeit während der Jungenaufzucht entscheidend. Hier entstehen Gefährdungen durch Intensivierungen der Landwirtschaft, Veränderungen der Fruchtfolge und verstärktem Anbau von z. B. Wintergetreide und Raps (NICOLAI et al. 2009). Daneben bestehen Gefährdungen u. a. auch durch Ausbringen von Gift und Störungen in den Bruthabitaten durch Waldarbeiten (GÜNTHER et al. 2005) oder durch Mortalität an Windenergieanlagen, Freileitungen, Straßen oder Schienenwegen.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Kunsthorst

1.a Maßnahmenbeschreibung

In einen geeigneten Gehölzbestand wird ein Kunsthorst, z. B. aus Weidengeflecht,

eingbracht. Der horsttragende Baum ist dauerhaft aus der Nutzung zu nehmen und mit einer Plakette zu markieren. Eine Pufferzone von 300 m mit Bestandsschutz ist einzurichten. Die forstliche Nutzung dieser Zone ist ganz einzustellen bzw. auf die langfristige Sicherung des Horstbaumes auszurichten. Die Horste sind dauerhaft alle drei Jahre auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Kunsthorste müssen innerhalb des betroffenen Revieres oder unmittelbar angrenzend eingebracht werden.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Rotmilan stellt an seinen Horststandort vergleichsweise geringe Ansprüche und besiedelt auch regelmäßig von anderen Arten errichtete Horste (ORTLIEB 1995). Es werden sowohl Horste in Waldrandlagen, in Feldgehölzen als auch in Einzelbäumen (u. a. Hybridpappel) besiedelt (NICOLAI et al. 2009; ORTLIEB 1995). Die Ansprüche an den Horststandort können regional unterschiedlich sein, generell ist auf Störungsfreiheit zu achten.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Neu angelegte Horste können unmittelbar besiedelt werden. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand zur Nutzung von Kunsthorsten durch Greifvögel ist als sehr gut zu bezeichnen. Die Anlage von Kunsthorsten ist für viele Greifvogelarten inzwischen eine Standardmethode im Artenschutz. Für den Rotmilan fehlen jedoch noch hinreichende Wirksamkeitsbelege. Analogieschlüsse aus den Kenntnissen zur Ökologie der Art und die nachgewiesene Nutzung von Kunsthorsten durch vergleichbare Arten lassen jedoch auf die Annahme von Kunsthorsten durch den Rotmilan schließen. Daher wird der Maßnahme eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit zugewiesen.

1.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit dem Forst (Verkehrssicherungspflicht) zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Als Monitoring ist der Kunsthorst zunächst jährlich auf Besatz zu kontrollieren. Da Rotmilane auch auf andere Horste ausweichen oder sich einen neuen Horst errichten können, sollte ergänzend eine Brutplatzkartierung im Untersuchungsraum durchgeführt werden.

Als Risikomanagement sind lebensraumverbessernde Maßnahmen zur Steigerung der Nahrungsverfügbarkeit vorzusehen (s. Maßnahme 3).

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist aufgrund ihrer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzfristigen Umsetzbarkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Beruhigung eines potenziellen Horststandortes

2.a Maßnahmenbeschreibung

In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen, Altholzinseln in Waldrandlage und Feldgehölzen mit potenziellen Brutbäumen, in denen offenbar aktuell wegen zu hoher Störungsfrequenz kein Horst genutzt wird, werden Schutzzonen mit einem Radius von 300 m um geeignet erscheinende Horstbäume eingerichtet, so dass eine Horstanlage und Besiedlung durch den Rotmilan ermöglicht wird. Die in den Ländern etablierten Horstschutzzonen umfassen in der Regel zum einen den dauerhaften forstlichen Nutzungsverzicht (100 m) sowie die Untersagung auch sonstiger Störungen während der Brutzeit (300 m).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Schutzzonen müssen innerhalb des betroffenen Revieres oder unmittelbar angrenzend errichtet werden.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Rotmilan stellt an seinen Horststandort vergleichsweise geringe Ansprüche und besiedelt auch regelmäßig von anderen Arten errichtete Horste. Darüber hinaus haben Rotmilane häufig mehrere Wechselhorste (ORTLIEB 1995). Es werden sowohl Horste in Waldrandlagen, in Feldgehölzen als auch in Einzelbäumen (u. a. Hybridpappel) besiedelt (NICOLAI et al. 2009; ORTLIEB 1995). Der Horststandort sollte möglichst störungsarm sein. Die Ansprüche an den Horststandort können regional unterschiedlich sein.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Neuanlage oder der Ausbau eines Horstes durch den Rotmilan kann innerhalb einer Brutsaison erfolgen, insbesondere wenn ein Wechselhorst vorhanden ist. Da bei Anlage einer Schutzzone ohne Wechselhorst der Bereich vom Rotmilan jedoch erst erkundet werden muss, ist eine Entwicklungsdauer von zwei Jahren anzusetzen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist aufgrund des vorhandenen Expertenwissens und der generellen Anwendung von Horstschutzzonen für Greifvögel als sehr gut zu bezeichnen. Hinreichende Wirksamkeitsbelege sind aufgrund fehlender Untersuchungen nicht vorhanden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird aufgrund des guten Kenntnisstandes als hoch eingestuft.

2.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit dem Forst (Verkehrssicherungspflicht) zu erwarten.

2.g Risikomanagement

Die Schutzzonen sind auf Besiedlung und Aufrechterhaltung der Habitatqualität zu prüfen. Da Rotmilane auch auf andere Horste ausweichen oder sich einen neuen Horst errichten können, sollte ergänzend eine Brutplatzkartierung im Untersuchungsraum durchgeführt werden.

Als weiteres Risikomanagement sind lebensraumverbessernde Maßnahmen zur Steigerung der Nahrungsverfügbarkeit vorzusehen (s. Maßnahme 3).

2.h Weitere Anmerkungen

In wenigen Bundesländern bestehen bereits gesetzlich geregelte Horstschutzzonen, die jedoch ausschließlich für Adler, Baum- und Wanderfalke, Weihen, Kranich und Schwarzstorch gelten. Es ist erforderlich, dass es durch geeignete Maßnahmen des Nutzungsverzichts (v. a. der forstlichen Nutzung) und/oder der Beruhigung (z. B. durch Wegesperrung oder -verlagerung) tatsächlich zu einer Reduktion von Störungen in ansonsten geeigneten Bruthabitaten kommt.

Die Maßnahme könnte in ihrer Wirksamkeit durch die Kombination mit der Anlage eines Kunsthorstes (s. Maßnahme 1) zur temporären Förderung der Attraktivität des Niststandortes erhöht werden.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist eine hohe Eignung auf, da sie kurzfristig wirksam ist und die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingeschätzt wird (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Landwirtschaftliche Extensivierung

3.a Maßnahmenbeschreibung

Alle landwirtschaftlichen Maßnahmen, die zu einer Erhöhung des Kleinsäugerangebotes sowie zu einer zumindest während der Brutzeit niedrigeren Vegetation auf landwirtschaftlichen Flächen und damit zu einer besseren Nahrungsverfügbarkeit führen, sind als Maßnahmen geeignet (vgl. NICOLAI et al. 2009). Hierzu zählen insbesondere Grünlandextensivierung, Reduzierung der Anbauflächen schnell aufwachsender Feldfrüchte wie z. B. Wintergetreide und Raps, kein Umbruch von Stoppeläckern, verstärkter Feldfutter- und Hackfruchtanbau sowie ggf. Verzicht auf vollständiges Abernten der Felder durch bspw. Ackerrandstreifen.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmen müssen innerhalb des oder unmittelbar an das betroffene Rotmilanrevier angrenzend umgesetzt werden.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Rotmilan benötigt als Optimalhabitat ein Mosaik aus einer vielfältigen Anbaustruktur und Fruchtfolgen mit einem hohen Anteil mehrjähriger Futterkulturen sowie einem ausgedehnten Grünlandanteil.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Je nach Maßnahme und örtlichen Voraussetzungen ist eine Verbesserung des Nahrungsangebotes in einem Zeitraum von ein bis fünf Jahren möglich. Zu beachten ist, dass das Nahrungsangebot für den Rotmilan auch von Gradationsjahren seiner Beutetiere, insbesondere der Kleinsäuger, bestimmt wird und damit hohen jährlichen Schwankungen unterliegen kann. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand ist als sehr gut zu bezeichnen. Die Verbesserung der Nahrungsverfügbarkeit wird als eine der wesentlichen Schutzmaßnahmen für den Rotmilan betrachtet

(NICOLAI et al. 2009). Hinreichende Wirksamkeitsbelege durch gezielte Untersuchungen fehlen jedoch noch. Die Erfolgswahrscheinlichkeit der Maßnahme wird daher grundsätzlich als hoch geeignet eingestuft.

3.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit der Landwirtschaft zu erwarten.

3.g Risikomanagement

Das Monitoring erfolgt über die Erfassung der Landnutzung sowie eine Revierkartierung des Rotmilans im Untersuchungsraum. Als weiteres Risikomanagement sind die Verbesserung des Horstplatzangebotes und die Ausweitung von lebensraumverbessernden Maßnahmen vorzusehen.

3.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist v. a. geeignet, wenn essenzielle Nahrungshabitate verloren gehen bzw. wenn diese nachweislich den bestandslimitierenden Faktor darstellen.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist aufgrund der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzfristigen Wirksamkeit eine hohe Eignung auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5), da für die ökologische Funktion der Fortpflanzungsstätten häufig die Nahrungsverfügbarkeit während der Brutzeit von entscheidender Bedeutung ist.

Eignung: Hoch

Fazit

Für den Rotmilan sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen mit hoher Eignung möglich, die einerseits unmittelbar am Horst ansetzen, andererseits die ökologische Funktion im Raum (Revier) aufrechterhalten.

Literaturverzeichnis

- GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R. & GRUTTKE, H. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 21, Bonn-Bad Godesberg, 605 Seiten.
- KOLLMANN, R., NEUMANN, T. & STRUWE-JUHL, B. (2002): Bestand und Schutz des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) in Deutschland und seinen Nachbarländern. Corax 19: 1-19.
- KOSTREWZA, A. & SPEER, G. (1995): Greifvögel in Deutschland. Wiesbaden.
- NICOLAI, B., GÜNTHER, E. & HELLMANN, M. (2009): Artenschutz beim Rotmilan. Naturschutz und Landschaftsplanung 41: 69-77.
- ORTLIEB, R. (1995): Der Rotmilan. Die Neue Brehm-Bücherei 532. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 160 Seiten.
- TESSENDORF, F. & WÖLFEL, L. (1999): Gesetzliche Bestimmungen des Arten- und Horstschatzes. Schriftenreihe Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 1: 5-7.

Schilfrohrsänger – *Acrocephalus schoenobaenus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

VS-RL:	Art. 1
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	V, Vorwarnliste

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Aufgrund der geringen Größe von Schilfrohrsängerrevieren mit im Mittel nur 1.500-2.000 m² Fläche (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001) umfasst die Fortpflanzungsstätte das gesamte Schilfrohrsängerrevier.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Eine Abgrenzung weiterer essenzieller Teilhabitate ist nicht erforderlich, da die Fortpflanzungsstätte das gesamte Revier umfasst.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Für den Schilfrohrsänger als Zugvogel ist eine räumliche Abgrenzung von Ruhestätten außerhalb der Fortpflanzungszeit nicht möglich. Auf dem Zug nutzt die Art ein breiteres Habitatspektrum als zur Brutzeit (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001).

Während der Brutzeit sind Ruhestätte und Fortpflanzungsstätte gleichzusetzen. Die Ruhestätte einzelner, unverpaarter Tiere ist unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Der Schilfrohrsänger weist eine sehr enge Habitatbindung auf. Die Vorkommen der Art spiegeln daher zu einem hohen Grad die Verteilung geeigneter Bruthabitate wie zweischichtige Verlandungsvegetation, lichte Schilfröhrichte, Seggenriede, Nassbrachen etc. wieder. Nur ein Teil der Vögel besetzt im Folgejahr dasselbe Revier. Finnische Ringvögel zeigen, daß neben Ortstreue auch Erstansiedlungen und Umsiedlungen über hunderte von Kilometern vorkommen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001). Auch nach DÜRR & SOHNS (2001) und HILLBRAND (2007) ist ein Revierwechsel möglich. Daher werden zur Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft Landschaftsausschnitte herangezogen, welche sich durch eine relativ homogene Ausprägung der Biotop- bzw. Nutzungsstrukturen und der geomorphologischen Standortvoraussetzungen auszeichnen, die aber noch in engem funktionalen Zusammenhang mit der betroffenen Lebensstätte stehen (z. B. mehr oder weniger zusammenhängende Schilfbestände eines Sees oder Grabengebietes).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Eine Bewertung der ökologischen Funktion anhand des Kriteriums Individuengemeinschaft ist nur über den Bruterfolg möglich, da der Schilfrohrsänger starken Populationsschwankungen unterliegt, deren Ursachen wesentlich von den Bedingungen auf den Zugrouten und in den Überwinterungsgebieten abhängen können (BAILLIE & PEACH 2008; PEACH et al. 1991). Für die Bewertung der lokalen Individuengemeinschaft und die lokale Bestandsentwicklung kommt wahrscheinlich den Spät- und Zweitbruten eine hohe Bedeutung zu (DÜRR & SOHNS 2001).

Habitat

Die Habitateignung kann durch die Erhebung der als Brutplatz geeigneten Habitate bewertet werden. Als wichtige Kriterien sind dabei die Längen von Randstrukturlinien und die Nutzungsintensität zu erheben, da der Schilfrohrsänger bevorzugt in Randstrukturen brütet und sowohl Nutzungsintensivierungen als auch Extensivierungen zu einer Verschlechterung der Habitatqualität führen können.

Gefährdung

Als Gefährdungsursachen treten für den Schilfrohrsänger vornehmlich Nutzungsintensivierungen mit Abnahme von Randlinienstrukturen, Verlust von Röhrichten, Grabenräumungen und verstärkter Düngung sowie Meliorationen auf. Des Weiteren führen Nutzungsextensivierungen und -aufgaben dazu, dass Randlinienstrukturen verloren gehen, Röhrichtbestände sich ausweiten und zu dicht werden. Zusätzlich sind Störungen während der Brutzeit eine wesentliche Gefährdungsursache (u. a. BAUER & BERTHOLD 1996; GÜNTHER et al. 2005).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Neuanlage von Schilfflächen/Verlandungszonen

1.a Maßnahmenbeschreibung

Bei der Neuanlage von Schilfflächen bzw. Verlandungszonen wird an bestehenden Gewässern und insbesondere Gräben die Nutzungsintensität soweit verringert, dass sich eine Verlandungszone oder ein Schilfgürtel entwickeln kann. Sofern schon entsprechende Vegetationseinheiten in der Nähe vorhanden sind, können sich die Verlandungszonen selbst entwickeln. Andernfalls sind Initialpflanzungen mit autochthonem Pflanzenmaterial vorzunehmen. Die Nutzung der Flächen und die Wasserführung müssen auf die Habitatansprüche des Schilfrohrsängers optimiert werden.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Der Schilfrohrsänger ist in der Lage, Neubesiedlungen auch über mehrere Kilometer Entfernung hinweg durchzuführen (vgl. DÜRR & SOHNS 2001). Die Maßnahmenflächen sollten sich innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der betroffenen Lebensstätte befinden.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Schilfrohrsänger besiedeln stark verlandete, nasse, aber nicht überflutete Vegetationszonen auf der Landseite mit zweischichtiger Verlandungsvegetation (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001; SÜDBECK et al. 2005). Die Reviere zeichnen sich meist durch eine dichte Krautschicht und licht stehende, die Unterschicht überragende Vertikalstrukturen aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 2001).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Geeignete Habitate lassen sich durch Nutzungsextensivierung, z. B. an Gräben, innerhalb eines Jahres entwickeln. Bei kompletter Neuanlage ist eine erfolgreiche Besiedlung in einem Zeitraum von ein bis drei Jahren möglich (vgl. DÜRR & SOHNS 2001). Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand zu Habitaten und geeigneten Schutz- bzw. Entwicklungsmaßnahmen ist als gut zu bezeichnen. Entsprechende Untersuchungen über die Auswirkungen von habitatverbessernden Maßnahmen liegen vor (vgl. DÜRR & SOHNS 2001). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird daher als sehr hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind mit der Land- und Wasserwirtschaft zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Als Monitoring sind eine Revierkartierung und eine Habitatstrukturkartierung als Standard vorzusehen. Als erweitertes Monitoring sollte in Einzelfällen auch eine Bruterfolgsermittlung durchgeführt werden, um eine Abgrenzung zu natürlichen Bestandsschwankungen durchführen zu können.

Das weitere Risikomanagement sollte eine Ausweitung der Maßnahmenflächen vorsehen.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme hat aufgrund ihrer kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine sehr hohe Eignung (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch

2. Maßnahme: Optimierung von Schilfflächen/Verlandungszonen

2.a Maßnahmenbeschreibung

Die Maßnahme ist analog zur Maßnahme 1 zu sehen. Wesentliches Ziel ist die Optimierung bereits bestehender Habitats zur Erhöhung der Siedlungsdichte. Hierzu wird ein an die Bedürfnisse des Schilfrohrsängers angepasstes Nutzungsregime hinsichtlich z. B. Beweidungsintensität, Mahdhäufigkeit, Frequenz und Umfang von Grabenräumungen etabliert. Zu dichte und flächige Röhrichbestände werden durch die Erhöhung von Randlinienstrukturen und eine Auslichtung optimiert.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme ist gut geeignet da sie kurzfristig wirksam ist und u. a. aufgrund der guten Kenntnisse zu den Ansprüchen der Art auch eine sehr hohe Erfolgswahrscheinlichkeit aufweist (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr Hoch

Fazit

Für den Schilfrohrsänger sind kurzfristig lebensraumverbessernde Maßnahmen mit einer sehr hohen Eignung möglich.

Literaturverzeichnis

BAILLIE, S. R. & PEACH, W. J. (2008): Population limitation in Palearctic-African migrant passerines. *Ibis* 134: 120-132.

- BAUER, H.-G. & BERTHOLD, P. (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden, 715 Seiten.
- DÜRR, T. & SOHNS, G. (2001): Schutzmaßnahmen für den Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10: 154-161.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. (2001): *Acrocephalus schoenobaenus* (Linnaeus 1758) - Schilfrohrsänger. In: U. N. GLUTZ VON BLOTZHEIM (Hrsg.). Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Seiten 291-340. Handbuch der Vögel Mitteleuropas: 12/I. AULA-Verlag.
- GÜNTHER, A., NIGMANN, U., ACHTZIGER, R. & GRUTTKE, H. (2005): Analyse der Gefährdungsursachen planungsrelevanter Tiergruppen in Deutschland. Naturschutz und Biologische Vielfalt 21, Bonn-Bad Godesberg, 605 Seiten.
- HILLBRAND, M. (2007). Fang- und Wiederfangphänologie sowie Zugdisposition von Rohrsängern (*Acrocephalus* spp.), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*) und Feldsperling (*Passer montanus*) auf den Anlandebecken der Zuckerfabrik Hohenau/March (NÖ). Institut für Ökologie an der Innsbruck, Leopold-Franzens-Universität. Diplomarbeit: 119.
- PEACH, W. J., BAILLIE, S. R. & UNDERHILL, L. G. (1991): Survival of British sedge warblers *Acrocephalus schoenobaenus* in relation to west African rainfall. Ibis 133: 300-305.
- SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHRÖDER, K., SCHIKORE, T. & SUDFELDT, C. (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell, 792 Seiten.

Schlingnatter – *Coronella austriaca*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	3, gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte der Schlingnatter erstreckt sich über den gesamten besiedelten Habitatkomplex, da die Paarung in der Umgebung der Überwinterungsquartiere stattfindet und die Geburt in der Nähe der Jagdgebiete erfolgt. Abhängig von der Strukturvielfalt des Lebensraumes sind diese beiden Bereiche mitunter einige hundert Meter voneinander entfernt. Die genaue Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte muss im Einzelfall anhand der Geländestruktur und der Besiedlung erfolgen. Die Mindestgröße eines Schlingnatter-Lebensraumes ist schwer anzugeben, da die Besiedlungsdichten unter anderem von der jeweiligen Habitatqualität abhängen (VÖLKL 1991).

Weitere essenzielle Teilhabitate

Für den Fall, dass die Umgebung der Überwinterungsquartiere als Ort der Paarung und der Sommerlebensraum mit dem Ort der Geburt der Jungtiere räumlich voneinander getrennt sind, ist ein deckungsreicher und hindernisfreier Wanderkorridor als für die Funktion der Fortpflanzungsstätte essenzielles Teilhabitat anzusehen.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Im Falle der Schlingnatter ist der gesamte besiedelte Habitatkomplex zudem als Ruhestätte anzusehen, da sich die Tagesverstecke und Sonnplätze über den gesamten Lebensraum verteilen. Eine genauere Abgrenzung des besiedelten Habitats muss im Einzelfall anhand der Geländestruktur und der Besiedlung erfolgen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Aufgrund ihrer traditionellen Nutzung von Tagesverstecken und Sonnplätzen können Schlingnattern als ortstreu eingestuft werden (GRODDECK 2006). Daher sind alle Schlingnattern eines nach Geländebeschaffenheit und Strukturausstattung räumlich klar abgrenzbaren Gebietes als lokale Individuengemeinschaft anzusehen. Liegt dieses Gebiet mehr als 500 m von dem nächsten besiedelten Bereich entfernt oder ist es von diesem durch schwer oder gar nicht überwindbare Strukturen (verkehrsreiche Straßen, Intensiv-Ackerland u. ä.) getrennt, dann ist von einer schlechten Vernetzung der Vorkommen und somit von getrennten lokalen Individuengemeinschaften auszugehen (GRODDECK 2006). Schmale Vernetzungsstrukturen können allerdings den Austausch zwischen solchen Individuengemeinschaften ermöglichen, auch wenn sie eine suboptimale Habitatqualität besitzen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Individuengemeinschaft wird anhand der Individuenzahl und der Populationsstruktur beurteilt (GRODDECK 2006). Dabei ist zu beachten, dass die Erfassung der Populationsgröße aufgrund der versteckten Lebensweise der Schlingnatter meist mit großen Ungenauigkeiten behaftet ist. Eine annähernd exakte Ermittlung der Populationsgröße ist bestenfalls mit langfristigen und aufwändigen Kartiermethoden (Mehrfache Begehung, Markierung und Wiederfang oder Dokumentation der individuellen Kopfschildpigmentierung) möglich (GRODDECK 2006).

Habitat

Das Habitat wird nach der strukturellen Beschaffenheit beurteilt. Schlingnattern besiedeln ein breites Spektrum offener bis halboffener Lebensräume mit heterogener Vegetationsstruktur und häufig kleinflächig verzahntem Biotopmosaik aus Offenland und Gebüsch bzw. Waldrand. Hier müssen in enger räumlicher Verzahnung exponierte Sonnplätze (Fels, Steine, Totholz etc.) und schattige Stellen zur Thermoregulation vorhanden sein. Vegetationsbedeckte Flächen und Verstecke dienen als Rückzugsgebiete. Zur Habitatbeurteilung ist außerdem noch die Entfernung vom nächsten Schlingnattervorkommen und die Beschaffenheit der Zwischenflächen wichtig (GRODDECK 2006). Die Mindestgröße eines Schlingnatter-Lebensraumes ist schwer anzugeben, da die Besiedlungsdichten unter anderem von der jeweiligen Habitatqualität abhängen (VÖLKL 1991).

Gefährdung

Hauptgefährdungsursache für die Schlingnatter ist der Lebensraumverlust durch die Zerstörung kleinräumiger Landschaftsstrukturen wie Feldhecken, Rainen, Staudenfluren sowie Steinhalden und Felskuppen in Magerrasen oder Natursteinmauern in Weinbergen. Auch die Bebauung sonniger Hänge sowie Straßen- und Wegebau wirken sich nachteilig auf die Schlingnatter aus. Die Begradigung der Übergänge zwischen Wald und Grünland und eine bis an den Waldrand reichende intensive landwirtschaftliche Nutzung stellen eine Zerstörung wichtiger Ökotope der Schlingnatter dar (VÖLKL & KÄSEWIETER 2003).

Die Aufgabe extensiv genutzter Standorte, wie Trocken- und Magerrasen, bedeutet ebenfalls eine Bedrohung für Schlingnattervorkommen. Hier kommt es entweder zur Verbuschung, häufig verstärkt durch Eutrophierung, oder die Flächen werden aufgeforstet. Auch eine übermäßige Landschaftspflege kann Schaden anrichten. Wenn z. B. großflächig abgebrannt oder geplaggt wird, um Heidelandschaften zu erhalten, wird die notwendige kleinräumige Vielfalt der Strukturen zerstört. Schließlich können durch die Aufgabe von Bahnstrecken oder Bahnanlagen wertvolle Lebensräume verloren gehen, wenn auch die Verbuschung hier häufig lange dauert (BLANKE 1999).

Die Schlingnatter hat zudem besonders unter direkter Verfolgung durch den Menschen zu leiden, da sie häufig mit der ähnlich gefärbten Kreuzotter verwechselt wird (WAITZMANN & ZIMMERMANN 2007).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Optimierung oder Erweiterung bestehender Habitate

1.a Maßnahmenbeschreibung

Die Schlingnatter besiedelt ein breites Spektrum offener bis halboffener Lebensräume mit heterogener Vegetationsstruktur und häufig kleinflächig verzahntem Biotopmosaik aus Offenland und Gebüsch bzw. Waldrand, sowie Felsen, Gesteinshalden, Mauern, Totholz oder offenem Torf. Große, gebüsch- und steinfreie Flächen und stark verbuschte Zonen werden gemieden.

Für diese Maßnahme werden im aktuell besiedelten Gebiet oder in direkt angrenzenden Gebieten Optimierungsmaßnahmen durchgeführt. Das Spektrum möglicher Maßnahmen reicht von der Entfernung von Gehölzen (z. B. Freistellung beschatteter Felsbereiche) bis zur umfänglichen Gestaltung des Lebensraumes durch Schaffung von Struktureichtum (Totholz, Trockensteinmauern, Steinhaufen, Winterquartiere). Wichtig ist die kleinräumige Strukturierung des Habitates. Die geschaffenen Strukturen dienen sowohl der Schlingnatter selbst als auch ihrer Beute als wichtige Teilhabitate.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Entweder angrenzend an bestehende Habitate oder als Aufwertung bereits besiedelter Lebensräume.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Grundausrüstung an benötigten Strukturen (Sonn- und Versteckplätze, Winterquartiere) und ausreichende Nahrungsgrundlage oder Potenzial zu deren Entwicklung.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig von der Ausgangssituation auf der Fläche. Wenn nur kleinere Eingriffe wie Entbuschungsmaßnahmen, Einbringung von Totholzelementen oder Errichtung von Steinhaufen notwendig sind, so lässt sich die Maßnahme sehr schnell umsetzen. Bei direkter Nachbarschaft der besiedelten und der zu entwickelnden Fläche sollten die Schaffung des Lebensraumes und die Besiedlung durch die Schlingnatter innerhalb von drei bis fünf Jahren möglich sein. Die eigenständige Besiedlung durch die Schlingnatter wird vorausgesetzt, sollte aber recht schnell vonstatten gehen, wenn die Möglichkeit zur Einwanderung gegeben ist, da juvenile Schlingnatter auf der Suche nach geeigneten Lebensräumen ungerichtet umherwandern (ZIMMERMANN 1988 zitiert in GRUSCHWITZ 2004). Die Entwicklungsdauer ist somit kurz.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Trotz ihrer versteckten Lebensweise sind die Lebensraumsprüche der Schlingnatter relativ gut bekannt und die für die Maßnahme nötigen Strukturen einfach zu schaffen. VÖLKL & KÄSEWIETER (2003) schlagen solche Maßnahmen zur Förderung der Schlingnatter und ihrer Beutetierarten vor. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit den Nutzern/Besitzern der Zielfläche auftreten (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Freizeitnutzung, Kies- und Sandgrubenbetreiber u. ä.). Häufig sind von Schlingnatter besiedelte Lagen auch beliebte Bauplätze (WAITZMANN & ZIMMERMANN 2007). Außerdem entsprechen gute Schlingnatterlebensräume manchmal nicht dem menschlichen

„Ästhetischen Empfinden“, so dass die Habitate entweder „verschönert“ oder aber als Müllablagerplätze missbraucht werden.

1.g Risikomanagement

Die Entwicklung des Lebensraumes und der Schlingnatterpopulation müssen beobachtet werden, um bei Fehlentwicklungen (z. B. überhand nehmende Sukzession) gegensteuern zu können.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der guten Kenntnis der Ansprüche der Art und den positiven Experteneinschätzungen resultiert eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme. Zusammen mit der kurzen Entwicklungsdauer ergibt sich daraus eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Förderung von Beutetierarten

2.a Maßnahmenbeschreibung

Ein besseres Angebot an Beutetieren (z. B. Zauneidechse oder Blindschleiche) kann die lokale Individuengemeinschaft der Schlingnatter stabilisieren oder sogar fördern. Die Förderung der Zauneidechsen kann relativ einfach über eine Erhöhung der Zahl der Eiablageplätze erfolgen, indem lockeres, grabbares und besonntes Substrat in den Lebensraum eingebracht wird (s. a. Artensteckbrief Zauneidechse). Die Förderung der Blindschleiche kann durch eine Anreicherung mit Strukturelementen (Steinhaufen, Totholz) erreicht werden (WOLFBECK & FRITZ 2007). Schutz und Förderung individuenstarker Beutetierpopulationen müssen im Gesamtlebensraum einer Schlingnatter-Individuengemeinschaft erfolgen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Bereits von der Schlingnatter und den Beutetieren besiedelte Lebensräume mit Potenzial an entwicklungsfähigen Teilbereichen oder an solche direkt angrenzende Bereiche.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Grundausrüstung an benötigten Strukturen (Geeignete Exposition, kleinräumige Struktur) oder Potenzial zu deren Entwicklung. Geeignete Ausgangsflächen sind z. B. Sand –oder Kiesabbaugebiete, Truppenübungsplätze und dergleichen.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig von der Ausgangssituation auf der zu entwickelnden Fläche. Die von der Zauneidechse benötigten Strukturen sind allerdings mit recht einfachen Mitteln (Entfernung von Oberboden, Aufbringung lockeren, grabbaren Substrats auf besonnten Flächen) leicht zu schaffen. Die Schaffung des Lebensraumes und die Besiedlung durch die Eidechsen sollten innerhalb von drei bis fünf Jahren möglich sein, da die Lebensraumansprüche recht gut bekannt sind. Die eigenständige Besiedlung durch die Zauneidechse wird vorausgesetzt, geht aber recht schnell vonstatten, wenn die Möglichkeit

zur Einwanderung gegeben ist (KLEWEN 1988). Die Blindschleiche gilt als anpassungsfähiger Kulturfolger (WOLFBECK & FRITZ 2007), deshalb kann von einer relativ zügigen Besiedlung des Lebensraumes ausgegangen werden. Wenn bereits Anfangspopulationen der Zauneidechse oder der Blindschleiche im Gebiet vorhanden sind, so wird die Wirksamkeit umso schneller erreicht werden. Die Entwicklungsdauer ist somit kurz.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Lebensraumsansprüche der Zauneidechse sind recht gut bekannt (siehe z. B. BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; PODLOUCKY 1988) und die von ihr benötigten Strukturen sind mit recht einfachen Mitteln leicht zu schaffen. Daher ist die Neugestaltung eines geeigneten Lebensraumes relativ einfach durchführbar. Berichte über gelungene Maßnahmen zur Aufwertung oder Schaffung von Lebensräumen liegen vor. Über das Verhalten der Blindschleiche ist aufgrund ihrer versteckten Lebensweise nicht viel bekannt. WOLFBECK & FRITZ (2007) empfehlen aber die Einbringung von Strukturelementen zur Förderung der Blindschleiche. Auch die AG HERPETOFAUNA (AG HERPETOFAUNA 2008) sieht die Förderung der Blindschleiche als relativ einfach an und empfiehlt die Schaffung bodenfeuchter und strukturreicher (Totholzanteile) Bereiche im Maßnahmenbereich. Aus der guten Kenntnis der Ansprüche der Schlingnatter und den positiven Experteneinschätzungen resultiert eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit den Nutzern/Besitzern der Zielfläche auftreten. Häufig sind von Reptilien besiedelte Lagen auch beliebte Bauplätze (BLANKE 2004; HEIMES 1987). Außerdem entsprechen gute Eidechsenlebensräume manchmal nicht dem menschlichen „Ästhetischen Empfinden“, so dass die Habitate entweder „verschönert“ oder aber als Müllablagerplätze missbraucht werden.

2.g Risikomanagement

Die Entwicklung des Lebensraumes, der Beutepopulationen und der Schlingnatterpopulation müssen beobachtet werden, um bei Fehlentwicklungen rechtzeitig gegensteuern zu können.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Diese Maßnahme besitzt aufgrund der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzen Entwicklungsdauer eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Vergrämung / Anlockung in angrenzende aufgewertete Habitate

3.a Maßnahmenbeschreibung

Die Eingriffsfläche wird durch Reduktion des Strukturreichtums (z. B. Beschattung von Sonnplätzen und Entnahme von Versteckplätzen) sukzessive als Lebensraum entwertet. Dadurch werden Teile des Schlingnatternbestandes aus der aktuell besiedelnden Fläche verdrängt. Gleichzeitig wird eine benachbarte Fläche durch entsprechende Maßnahmen als Lebensraum aufgewertet (vergleiche Maßnahme 1 und 2). Aufgrund der Ortstreue der

Schlingnatter müssen zusätzlich Umsiedlungsmaßnahmen in Betracht gezogen werden. Allerdings werden diese deutlich weniger aufwändig sein, als eine Komplettumsiedlung.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die betroffenen Lebensräume müssen direkt an die zur Aufwertung geeigneten Ausweichlebensräume anschließen.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig von der Ausgangssituation auf der Fläche und der Größe des zu räumenden Gebietes. Die Schaffung des Lebensraumes und die Besiedlung durch die Schlingnatter sollten innerhalb von drei bis fünf Jahren möglich sein, da die Lebensraumansprüche der Schlingnatter trotz ihrer versteckten Lebensweise gut bekannt sind. Die eigenständige Besiedlung durch die Schlingnatter wird dabei vorausgesetzt, sollte aber recht schnell vonstatten gehen, wenn die Möglichkeit zur Einwanderung gegeben ist, da juvenile Schlingnatter auf der Suche nach geeigneten Lebensräumen ungerichtet umherwandern (Zimmermann 1988 zitiert in VÖLKL & KÄSEWIETER 2003). Da hier die Ursprungsfläche gänzlich von den Schlingnattern geräumt werden muss und wahrscheinlich nicht alle Tiere freiwillig auswandern werden, ist gegebenenfalls noch eine Umsiedlung der verbleibenden Tiere erforderlich. Daher sind als Gesamtentwicklungsdauer der Maßnahme mehr als fünf Jahre zu erwarten. Die Entwicklungsdauer wird somit als mittel eingestuft.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Lebensraumansprüche der Schlingnatter sind trotz ihrer versteckten Lebensweise gut bekannt und die von ihr benötigten Strukturen sind mit recht einfachen Mitteln zu schaffen (Mahd, Entbuschung, Einbringen von Steinen, Steinschüttungen, Schaffung frostsicherer Verstecke und dergleichen mehr). Daher ist die Neugestaltung eines geeigneten Lebensraumes relativ einfach durchführbar. Lediglich die Ortstreue der Schlingnatter kann das Unterfangen erschweren, so dass die Besiedlung wahrscheinlich zunächst vor allem durch abwandernde Jungtiere erfolgen wird (Zimmermann 1988 zitiert in VÖLKL & KÄSEWIETER 2003). Obwohl für die Entwertung von Schlingnatterlebensräumen noch keine hinreichenden Wirksamkeitsbelege vorliegen, ist als Analogieschluss aus den Kenntnissen zur Biologie der Art und Vorschlägen zur Förderung der Schlingnatter von VÖLKL & KÄSEWIETER (2003) von einer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit auszugehen.

3.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit den Nutzern/Besitzern der Zielfläche auftreten. Häufig sind von Schlingnattern besiedelte Lagen auch beliebte Bauplätze (WAITZMANN & ZIMMERMANN 2007). Außerdem entsprechen gute Schlingnatterlebensräume manchmal nicht dem menschlichen „Ästhetischen Empfinden“, so dass die Habitate entweder „verschönert“ oder aber als Müllablagerplätze missbraucht werden.

3.g Risikomanagement

Die beschriebene Maßnahme ist noch nicht ausreichend erprobt und muss deshalb durch ein begleitendes Risikomanagement abgesichert werden.

3.h Weitere Anmerkungen

Um das Risiko einer Rückwanderung in die alte Fläche zu minimieren, müssen gegebenenfalls geeignete Sperreinrichtungen installiert werden. Dies kann durch einen nur von einer Seite zu überwindenden Geländeabsturz oder einen Zaun mit reusenartigen Öffnungen erreicht werden. Eine Unterstützung durch eine parallel laufende Erhaltungszucht ist in Erwägung zu ziehen.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der mittleren Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt sich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Da in dieser Maßnahme neben der Vergrämung aus der Eingriffsfläche auch die Aufwertung der Zielfläche enthalten ist, ist sie als eigenständige Maßnahme zu werten. Sie kann aber auch unterstützend im Zusammenhang mit anderen Maßnahmen eingesetzt werden.

Eignung: Mittel

4. Maßnahme: Umsiedlung

4.a Maßnahmenbeschreibung

Die im Eingriffsgebiet lebenden Schlingnattern werden in eine entsprechend vorbereitete Zielfläche (vergleiche Maßnahme 1) umgesiedelt. Dabei sind die Vorgaben der IUCN zu beachten (IUCN 1987; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP 1998). Es ist hierbei zu bedenken, dass die Umsiedlung von Individuen der Schlingnatter vielfach zur Minimierung der Tötung oder Verletzung in den vom Eingriff betroffenen Lebensstätten notwendig ist.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig von der Ausgangssituation auf der zu entwickelnden Fläche, der Größe der umzusiedelnden Population und der Beschaffenheit des alten Lebensraumes (Suchaufwand). Die Schaffung eines geeigneten Lebensraumes sollte innerhalb von drei bis fünf Jahren möglich sein, da die Lebensraumansprüche der Schlingnatter trotz ihrer versteckten Lebensweise gut bekannt und zeitnah entwickelbar sind. Die Umsiedlung selbst wird sich allerdings sicherlich über mehrere Aktivitätsperioden der Schlingnatter erstrecken müssen, um ein möglichst vollständiges Abfangen zu ermöglichen. Daher ist damit zu rechnen, dass bis zum Abschluss der Maßnahme mehr als fünf Jahre vergehen können. Die Entwicklungsdauer wird deshalb als mittel eingestuft.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Umsiedlung ist eine allgemein umstrittene Maßnahme und sollte als allgemeine Artenhilfsmaßnahme nur in Ausnahmefällen durchgeführt werden (AG HERPETOFAUNA 2008). Um zu vermeiden, dass die Tiere das Ansiedlungsgebiet verlassen, muss die Zielfläche vorübergehend eingezäunt werden (mindestens für drei Fortpflanzungsperioden). Es gibt

Berichte über Umsiedlungsmaßnahmen der Schlingnatter in Baden-Württemberg mit Zwischenhaltung in Menschenobhut (ZIMMERMANN 1993 zitiert in GRUSCHWITZ 2004). Dort wurden nach drei Jahren noch 60 % der umgesiedelten Tiere im neuen Lebensraum angetroffen. Da die Erfassung der Populationsgröße aufgrund der versteckten Lebensweise der Schlingnatter meist mit großen Ungenauigkeiten behaftet ist, und da die Experteneinschätzungen widersprüchlich sind, wird dieser Maßnahme nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit zugesprochen.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

4.g Risikomanagement

Aufgrund der geringen Erfolgswahrscheinlichkeit ist ein Risikomanagement erforderlich. In diesem Zusammenhang sollte eine zusätzliche Absicherung durch übergangsweise Gefangenschaftszucht erwogen werden.

4.h Weitere Anmerkungen

Die Umzäunung zur Verhinderung der Rückwanderung sollte so angelegt werden, dass sie eine Zuwanderung von Tieren ermöglicht. Dies kann durch einen nur von einer Seite zu überwindenden Geländeabsturz oder einen Zaun mit reusenartigen Öffnungen erreicht werden.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der mittleren Entwicklungsdauer und der geringen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Trotz der fehlenden Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ist die Umsiedlung wesentlicher Teile des Bestandes vielfach als Maßnahme zur Minimierung der Tötung oder Verletzung von Schlingnattern in den vom Eingriff betroffenen Lebensstätten notwendig.

Eignung: Keine

Fazit

Bis auf die Umsiedlung (Maßnahme 4) sind die genannten vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen von mittlerer bzw. hoher Eignung und bei geeigneten Ausgangssituationen der Maßnahmenflächen in relativ kurzer Zeit umsetzbar.

Grundsätzlich, aber vor allem bei Umsiedlungen, sind ein mehrjähriges Monitoring und ein Risikomanagement wichtig, zumal sich bei der Schlingnatter aufgrund ihrer verborgenen Lebensweise die korrekte Erfassung der Populationsgröße und -dichte als sehr schwer darstellt. Eine Erhaltungszucht in Gefangenschaft im Rahmen des Risikomanagements ist in jedem Fall zu erwägen, wenn eine vollständige Zerstörung des betroffenen Habitates zu erwarten ist.

Literaturverzeichnis

AG HERPETOFAUNA (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Amphibien und Reptilien,

- unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- BLANKE, I. (1999): Erfassung und Lebensweise der Zauneidechse (*Lacerta agilis*) an Bahnanlagen. Zeitschrift für Feldherpetologie 6: 147-158.
- BLANKE, I. (2004): Die Zauneidechse - zwischen Licht und Schatten. Zeitschrift für Herpetologie Beiheft 7. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 160 Seiten.
- EDGAR, P. & BIRD, D. R. (2006): Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard (*Lacerta agilis*) in Northwest Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, Strasbourg. Council of Europe. 22
- 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, Seiten 274-275. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- GRUSCHWITZ, M. (2004): *Coronella austriaca* (Laurenti, 1768). In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 59-66. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg, Dresden.
- HEIMES, P. (1987): Schützt die Reptilien in Hessen. Naturschutzzentrum Hessen e. V., Wetzlar, 35 Seiten.
- IUCN (1987): Translocation of Living Organisms: Introductions, Re-Introductions and Re-Stocking. Gland: 13 Seiten.
- IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP (1998): Guidelines for Re-introductions. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 10 Seiten.
- KÄSEWIETER, D. (2002): Ökologische Untersuchungen an der Schlingnatter (*Coronella austriaca* Laurenti 1768). Dissertation Universität Bayreuth: 111 Seiten.
- KLEWEN, R. (1988): Verbreitung, Ökologie und Schutz von *Lacerta agilis* im Ballungsgebiet Duisburg/Oberhausen. In: D. GLANDT & W. BISCHOFF (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 178-194. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- PODLOUCKY, R. (1988): Zur Situation der Zauneidechse *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758 in Niedersachsen - Verbreitung, Gefährdung und Schutz - in: D. GLANDT & W. BISCHOFF (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 146-166. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- VÖLKL, W. (1991): Habitatansprüche von Ringelnatter (*Natrix natrix*) und Schlingelnatter (*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.
- WAITZMANN, M. & ZIMMERMANN, P. (2007): Schlingnatter *Coronella austriaca* Laurenti, 1768. In: H. LAUFER, K. FRITZ & P. SOWIG (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Seiten 633-650. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- WOLFBECK, H. & FRITZ, K. (2007): Blindschleiche *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758. In: H. LAUFER, FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Seiten 619-632. Eugen Ulmer, Stuttgart.

Zauneidechse – *Lacerta agilis*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	V, Vorwarnliste

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Paarung und Eiablage erfolgen an einer beliebigen Stelle im Lebensraum. Daher muss der gesamte besiedelte Habitatkomplex als Fortpflanzungsstätte angesehen werden. Die genaue Abgrenzung erfolgt im Einzelfall anhand der Besiedlung und der Geländestruktur. Als Mindestgröße für einen Zauneidechsenlebensraum wird von GLANDT (1979, zitiert in HAFNER & ZIMMERMANN 2007) ungefähr 1 ha angegeben. Nach Meldungen aus Deutschland wird eine Fläche dieser Größe von 65 bis 130 Individuen besiedelt, Bestandsberechnungen aus der Schweiz ergaben 47-213 Tiere/ha (HAFNER & ZIMMERMANN 2007).

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Die Tages-, Nacht- oder Häutungsverstecke liegen an beliebiger Stelle im Lebensraum (BLANKE 2004; ELBING et al. 1996; HAFNER & ZIMMERMANN 2007; LEOPOLD 2004). Daher muss der gesamte besiedelte Habitatkomplex als Ruhestätte angesehen werden. Die genaue Abgrenzung erfolgt im Einzelfall anhand der Besiedlung und der Geländestruktur. Die Winterverstecke liegen üblicherweise ebenfalls im Sommerlebensraum und werden im Sommer als Unterschlupf und während der Häutung genutzt.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Zauneidechsen können beträchtliche Strecken zurücklegen (bis zu 4.000 m nachgewiesen), allerdings werden sie allgemein als ortstreu eingestuft und ihre Wanderdistanzen liegen meist unter 100 m (BLANKE 2004). Daher sind alle Zauneidechsen eines nach Geländebeschaffenheit und Strukturausstattung räumlich klar abgrenzbaren Gebietes als lokale Individuengemeinschaft anzusehen. Wenn dieses Gebiet mehr als 1.000 m vom nächsten besiedelten Bereich entfernt liegt oder von diesem durch unüberwindbare Strukturen (verkehrsreiche Straßen, Intensiv-Ackerland u. ä.) getrennt ist, dann ist von einer schlechten Vernetzung der Vorkommen und somit von getrennten lokalen Individuengemeinschaften auszugehen (GRODDECK 2006). Schmale Vernetzungsstrukturen können allerdings den Austausch zwischen solchen Individuengemeinschaften ermöglichen, auch wenn sie eine suboptimale Habitatqualität besitzen. Hier sind vor allem Bahnstrecken und Straßenböschungen von Bedeutung (BLANKE 1999; HAFNER & ZIMMERMANN 2007; HEIMES 1987; ROLL 2004). Allerdings

reichen schon kleine Barrieren (z. B. Straßentunnel oder intensiv bewirtschaftete Äcker) aus, um den Kontakt zwischen benachbarten Individuengemeinschaften zu unterbinden (BLANKE 2004; HAFNER & ZIMMERMANN 2007).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Individuengemeinschaft wird anhand der Individuenzahl und der Populationsstruktur beurteilt (GRODDECK 2006). Dabei ist zu beachten, dass die Erfassung der Populationsgröße aufgrund methodischer Probleme häufig mit Ungenauigkeiten behaftet ist. Bei länger andauernden Untersuchungen steigt die geschätzte Populationsgröße üblicherweise über lange Zeit an (BLANKE 2004). Eine annähernd exakte Ermittlung der Populationsgröße ist daher bestenfalls mit langfristigen, teuren und aufwändigen Kartiermethoden (Markierung und Wiederfang) möglich. Zudem sind die meisten Populationen recht klein (weniger als zehn Tiere) und können leicht übersehen werden (BLANKE 2004).

Habitat

Das Habitat wird nach der strukturellen Ausstattung und Ausgestaltung beurteilt. Zauneidechsen benötigen ein wärmebegünstigtes, möglichst kleinräumig strukturiertes Habitat. Hier müssen in enger räumlicher Verzahnung exponierte Sonnplätze (Fels, Steine, Totholz etc.) und schattige Stellen zur Thermoregulation vorhanden sein. Vegetationsbedeckte Flächen und Verstecke dienen als Rückzugsgebiete, während vegetationsfreie Flächen mit grabbarem Substrat Eiablageplätze bieten. Die Eiablage findet bevorzugt in selbst gegrabenen Röhren oder Gruben in schütter oder gar nicht bewachsenem, lockerem Substrat (Sand, in kontinentalen Bereichen eher Lehm) in 4 bis 10 cm Tiefe statt (BISCHOFF 1984; BLANKE 2004; ELBING et al. 1996; HAFNER & ZIMMERMANN 2007; LEOPOLD 2004). Als Mindestgröße von Sandflächen zur Eiablage werden in offenen Bereichen 1 – 2,9 m² angegeben, für geschlossene Bereiche dagegen 17,2 m² (HOUSE & SPELLERBERG 1981 und STRIJBOSCH 1987, beide zitiert in BLANKE (2004)). Allerdings wird auch von kleinräumigeren Eiablageplätzen, z. B. Maulwurfshügeln in Kalkmagerrasen, berichtet (BLANKE 2004).

Wichtig zur Habitatsbeurteilung sind außerdem noch die Entfernung vom nächsten Vorkommen und die Beschaffenheit der Zwischenfläche (GRODDECK 2006). Die Mindestgröße eines Zauneidechsen-Lebensraumes ist schwer anzugeben, da sich die Besiedlungsdichten extrem unterscheiden, wobei sich besonders bei kleinräumigen Vorkommen hohe Dichten finden (BLANKE 2004). GLANDT (1979, zitiert in HAFNER & ZIMMERMANN 2007) fordert als Mindestgröße für ein Zauneidechsenhabitat einen Hektar. Kleinere Areale können zwar auch durchaus überlebensfähige Populationen tragen, allerdings besteht für diese ein deutlich erhöhtes Risiko, stochastischen Ereignissen zum Opfer zu fallen. Letztlich hängt die ökologische Funktionsfähigkeit aber vor allem von der Ausprägung der benötigten Habitatstrukturen (v. a. Eiablageplätze) und der Vernetzung mit anderen Populationen ab.

Gefährdung

Lebensraumverluste sind die Hauptgefährdungsursache für die Zauneidechse. Zunächst ist hier die Rekultivierung scheinbar wertloser oder unansehnlicher Ruderalflächen, Abbrüche, Böschungen und ähnlicher Standorte und der Ausbau von unbefestigten Straßen, Wirtschafts- und Forstwegen zu nennen. In Forst- und Landwirtschaft führen Intensivierung und Flurbereinigung zu massiven Verlusten wertvoller Übergangs- und Saumbereiche. Südexponierte

Hänge, die häufig gut geeignete Zauneidechsenlebensräume darstellen, sind gleichzeitig als Baugrundstücke begehrt, wodurch kleine Populationen leicht verloren gehen können. Ist die Population nicht durch die Baumaßnahme selbst bedroht, so kann die Nutzung benachbarter Bereiche zur Ablagerung von Baumaterialien und dergleichen oder die Einebnung und Rekultivierung nach Abschluss der Bauarbeiten ein Vorkommen schädigen oder vernichten. Auch die Aufgabe extensiv genutzter Standorte, wie Trocken- und Magerrasen, stellt eine Bedrohung für Zauneidechsenvorkommen dar. Hier kommt es entweder zur Verbuschung, häufig verstärkt durch Eutrophierung, oder die Flächen werden aufgeforstet. Aber auch eine übertriebene Landschaftspflege kann Schaden anrichten, wenn z. B. großflächig abgebrannt oder geplaggt wird, um Heidelandschaften zu erhalten, weil die notwendige Kleinräumigkeit der Strukturen verloren geht. Schließlich können durch die Aufgabe von Bahnstrecken oder Bahnanlagen wertvolle Lebensräume verloren gehen, wenn auch die Verbuschung hier häufig lange dauert. Gerade dadurch, dass viele Populationen individuenarm sind und kleine Flächen besiedeln, kann es leicht zu einer unbemerkten Vernichtung kommen (BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; FRITZ & SOWIG 1988; GRODDECK 2006; HAFNER & ZIMMERMANN 2007; HARTUNG & KOCH 1988; HEIMES 1987; KLEWEN 1988; PODLOUCKY 1988).

Auch die zunehmende Isolierung der im allgemeinen Rückgang befindlichen Zauneidechsenbestände durch Straßen, Tunnel, intensiv genutzte Äcker und dergleichen mehr bedeutet eine schwerwiegende Gefährdung. (BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; ELBING et al. 1996; HAFNER & ZIMMERMANN 2007; HARTUNG & KOCH 1988).

Weitere Gefährdungen können sich bei Beschattung durch Lärmschutzwände (GRAF 2006) oder Störungen durch menschliche Ansiedlungen und Haustiere ergeben (EDGAR & BIRD 2006; GRODDECK 2006).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Schaffung zusätzlicher Lebensräume

1.a Maßnahmenbeschreibung

Es wird ein Lebensraum geschaffen, der die für die Zauneidechse essenziellen Teilhabitate enthält (siehe BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; STOCKER 1998). Die Möglichkeiten reichen dabei von der Nichtnutzung von Restflächen über Entbuschung usw. bis zum „Lebensraumdesign“. Wichtig ist die kleinräumige Strukturierung des Habitats.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Angrenzend an bestehende Vorkommen oder über vernetzende Habitate mit diesen verbunden. Dabei ist die geringe Wanderfreudigkeit der Zauneidechse zu beachten (s. a. „Räumlicher Zusammenhang“).

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Geeignete Exposition, Grundausstattung an benötigten Strukturen (Sonn- und Versteckplätze, Rohböden etc.) und ausreichende Nahrungsverfügbarkeit oder Potenzial zu deren Entwicklung. Geeignete Ausgangsflächen sind z. B. Heideflächen, Sand- oder Kiesabbaubereiche,

Truppenübungsplätze und dergleichen mehr (siehe z. B. BLANKE 2004; PODLOUCKY 1988).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist zunächst abhängig von der Ausgangssituation auf der zu entwickelnden Fläche. Bei direkter Nachbarschaft der besiedelten und der zu entwickelnden Fläche sollten die Schaffung des Lebensraumes und die Besiedlung durch die Eidechsen innerhalb von drei bis fünf Jahren möglich sein, da die Lebensraumansprüche der Zauneidechse sehr gut bekannt und zeitnah herstellbar sind (s. a. Maßnahme 1 „Erfolgswahrscheinlichkeit“). Die eigenständige Besiedlung durch die Zauneidechsen wird vorausgesetzt, geht aber recht schnell vonstatten, wenn die Möglichkeit zur Einwanderung gegeben ist (KLEWEN 1988). Es ist also von einer kurzen Entwicklungsdauer auszugehen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Lebensraumansprüche der Zauneidechse sind recht gut bekannt (siehe z. B. BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; PODLOUCKY 1988) und die von ihr benötigten Strukturen sind mit recht einfachen Mitteln leicht zu schaffen (Mahd, Entbuschung, Entfernung von Oberboden, Einbringen von Steinen, Steinschüttungen, Schaffung frostsicherer Verstecke und dergleichen mehr). Daher ist die Neugestaltung eines geeigneten Lebensraumes relativ einfach durchführbar. Berichte über gelungene Maßnahmen zur Aufwertung oder Schaffung von Lebensräumen liegen vor. Lediglich die Ortstreue der Zauneidechse kann das Unterfangen erschweren, so dass die Besiedlung wahrscheinlich vor allem durch abwandernde Jungtiere erfolgen wird. (BERGLIND 2005; CORBETT 1988; EDGAR & BIRD 2006; GLANDT 1988, 1991; HENF 1990; KRONE & KITZMANN 2006; PASTORS 2001; SPELLERBERG 1988; STOCKER 1998; STUMPEL 1988). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird aufgrund der vorhandenen Kenntnisse und Erfahrungen als sehr hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit den Nutzern/Besitzern der Zielfläche auftreten (Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Freizeitnutzung, Kies- und Sandgrubenbetreiber u. ä.). Häufig sind von Zauneidechsen besiedelte Lagen auch beliebte Bauplätze (BLANKE 2004; HEIMES 1987). Außerdem entsprechen gute Eidechsenlebensräume manchmal nicht dem menschlichen „Ästhetischen Empfinden“, so dass die Habitate entweder „verschönert“ oder aber als Müllablagerplätze missbraucht werden.

1.g Risikomanagement

Die Entwicklung des Lebensraumes und der Zauneidechsenpopulation müssen beobachtet werden, um bei Fehlentwicklungen (z. B. überhand nehmende Sukzession oder Aufwuchs von Neophyten) gegensteuern zu können.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

2. Maßnahme: Optimierung bestehender Habitate

2.a Maßnahmenbeschreibung

Im aktuell besiedelten Gebiet werden Optimierungsmaßnahmen durchgeführt. Auch hier reicht das Spektrum möglicher Maßnahmen von der Entbuschung bis zur umfänglichen Gestaltung des Lebensraumes durch Schaffung von Struktureichtum (Totholz, Steinhaufen, Winterquartiere). Wichtig ist die kleinräumige Strukturierung des Habitates. Maßvolle Pflegeeingriffe in Sukzessionsgebieten wurden beim Zauneidechsen-Symposium in Metelen als die wichtigsten Schutzmaßnahmen für die Zauneidechse angesehen (HARTUNG & KOCH 1988). Geeignete Maßnahmen sind im „Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard“ beschrieben (EDGAR & BIRD 2006).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Bereits besiedelte Lebensräume.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig von der Ausgangssituation auf der Fläche. Wenn nur kleinere Eingriffe wie Entbuschungsmaßnahmen und Abschieben von Oberboden notwendig sind, so lässt sich die Maßnahme sehr schnell umsetzen. Es bietet sich an, rein oberflächliche Maßnahmen im Winter durchzuführen, da dann keine Schädigung der in Winterruhe befindlichen Tiere zu befürchten ist. Bei umfangreicheren Erdarbeiten ist hingegen ein vorsichtiges Vorgehen während der Aktivitätsphase der Tiere günstiger, da es ihnen das Ausweichen ermöglicht (zu geeigneten Zeitpunkten für Schutzmaßnahmen siehe auch: HARTUNG & KOCH 1988). Die von der Zauneidechse benötigten Strukturen sind mit recht einfachen Mitteln leicht zu schaffen (Mahd, Entbuschung, Entfernung von Oberboden, Einbringen von Steinen, Steinschüttungen, Schaffung frostsicherer Verstecke etc.). Die Entwicklungsdauer wird deshalb als kurz eingestuft.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Lebensraumsprüche der Zauneidechse sind recht gut bekannt (siehe z. B. BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; PODLOUCKY 1988) und die von ihr benötigten Strukturen sind mit recht einfachen Mitteln leicht zu schaffen (Mahd, Entbuschung, Entfernung von Oberboden, Einbringen von Steinen, Steinschüttungen, Schaffung frostsicherer Verstecke und dergleichen mehr). Berichte über gelungene Maßnahmen zur Aufwertung oder Schaffung von Lebensräumen liegen vor (BERGLIND 2005; CORBETT 1988; EDGAR & BIRD 2006; GLANDT 1988, 1991; HENF 1990; KRONE & KITZMANN 2006; PASTORS 2001; SPELLERBERG 1988; STOCKER 1998; STUMPEL 1988). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird somit als sehr hoch eingestuft.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

3. Maßnahme: Extensivierung von Landwirtschaft oder Weinbau

3.a Maßnahmenbeschreibung

Landwirtschaftliche oder zum Weinbau genutzte Flächen werden aus der intensiven Nutzung genommen. Eine kleinräumige Struktur mit Lesesteinmauern oder -haufen, Totholz, Sonnplätzen und Eiablagestellen und dergleichen mehr wird entwickelt. Geeignete Maßnahmen sind im „Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard“ beschrieben (EDGAR & BIRD 2006).

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Bereits besiedelte Lebensräume, angrenzend an bestehende Vorkommen oder über vernetzende Habitate mit diesen verbunden. Dabei ist die geringe Wanderfreudigkeit der Zauneidechse zu beachten (s. a. „Räumlicher Zusammenhang“).

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Siehe Maßnahme 1.

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

3.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

4. Maßnahme: Vergrämung / Anlockung in angrenzende aufgewertete Habitate

4.a Maßnahmenbeschreibung

Die Eingriffsfläche wird durch Reduktion des Struktureichtums (z. B. Beschattung von Sonnenplätzen und Entnahme von Versteckplätzen) vorsichtig als Lebensraum entwertet. Im Vorlauf wird eine benachbarte Fläche durch entsprechende Maßnahmen als Lebensraum aufgewertet (vergleiche Maßnahme 1). Dadurch wird die Eidechsenpopulation aus der aktuell besiedelten Fläche verdrängt. Zusätzliche Umsetzungsmaßnahmen müssen aufgrund der Ortstreue der Zauneidechsen in Betracht gezogen werden. Allerdings werden diese deutlich weniger aufwändig sein, als eine Komplettumsiedlung.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

In von Eingriffen betroffenen Vorkommen mit direkt anschließenden, zur Aufwertung geeigneten Ausweichlebensräumen.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist zunächst abhängig von der Ausgangssituation auf der zu entwickelnden Fläche und der Größe der zu räumenden Fläche. Die Schaffung des Lebensraumes und die Besiedlung durch die Eidechsen sollten innerhalb von drei bis fünf Jahren möglich sein, da die Lebensraumansprüche der Zauneidechse sehr gut bekannt sind (s. a. Maßnahme 4 „Erfolgswahrscheinlichkeit“). Die eigenständige Besiedlung durch die Zauneidechsen wird vorausgesetzt, geht aber recht schnell vonstatten, wenn die Möglichkeit zur Einwanderung gegeben ist (KLEWEN 1988). Da hier die Ursprungsfläche gänzlich von den Zauneidechsen geräumt werden muss und wahrscheinlich nicht alle Tiere freiwillig auswandern werden, ist gegebenenfalls noch eine Umsiedlung der verbleibenden Tiere erforderlich. Die Entwicklungsdauer wird deshalb als mittel eingestuft.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Lebensraumansprüche der Zauneidechse sind recht gut bekannt (siehe z. B. BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; PODLOUCKY 1988) und die von ihr benötigten Strukturen sind mit recht einfachen Mitteln leicht zu schaffen (Mahd, Entbuschung, Entfernung von Oberboden, Einbringen von Steinen, Steinschüttungen, Schaffung frostsicherer Verstecke und dergleichen mehr). Daher ist die Neugestaltung eines geeigneten Lebensraumes relativ einfach durchführbar. Berichte über gelungene Maßnahmen zur Aufwertung oder Schaffung von Lebensräumen liegen vor. Lediglich die Ortstreue der Zauneidechse kann das Unterfangen erschweren, so dass die Besiedlung wahrscheinlich zunächst vor allem durch abwandernde Jungtiere erfolgen wird (BERGLIND 2005; CORBETT 1988; EDGAR & BIRD 2006; GLANDT 1988, 1991; HENF 1990; KRONE & KITZMANN 2006; PASTORS 2001; SPELLERBERG 1988; STOCKER 1998; STUMPEL 1988). Mit der Entwertung von Lebensräumen liegen keine Erfahrungen vor, allerdings genügen auch hier die Kenntnisse zu den Ansprüchen der Art, um diese erfolgreich durchführen zu können. Obwohl für die Entwertung von Zauneidechsenlebensräumen noch keine hinreichenden Wirksamkeitsbelege vorliegen, ist als Analogieschluss aus den Kenntnissen zur Biologie der Art und Vorschlägen zur Förderung der Zauneidechse im „Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard“ (EDGAR & BIRD 2006) von einer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit auszugehen.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

4.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

4.h Weitere Anmerkungen

Um das Risiko einer Rückwanderung in die alte Fläche zu minimieren, müssen gegebenenfalls geeignete Sperreinrichtungen installiert werden. Dies kann durch einen nur von einer Seite zu überwindenden Geländeabsturz oder einen Zaun mit reusenartigen Öffnungen erreicht werden.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der mittleren Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Da in dieser Maßnahme neben der Vergrämung aus der Eingriffsfläche auch die Aufwertung der Zielfläche enthalten ist, ist sie als eigenständige Maßnahme zu werten. Sie kann aber auch unterstützend im Zusammenhang mit anderen Maßnahmen eingesetzt werden.

Eignung: Mittel

5. Maßnahme: Umsiedlung

5.a Maßnahmenbeschreibung

Die im Eingriffsgebiet lebenden Tiere werden, nach entsprechender Vorbereitung einer Zielfläche (vergleiche Maßnahme 1), umgesiedelt. Dabei sind die bei BLANKE aufgelisteten Vorgaben und die der IUCN zu beachten (BLANKE 2004; IUCN 1987; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP 1998).

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig von der Ausgangssituation auf der zu entwickelnden Fläche. Die von der Zauneidechse benötigten Strukturen sind allerdings mit recht einfachen Mitteln (Mahd, Entbuschung, Entfernung von Oberboden, Einbringen von Steinen, Steinschüttungen, Schaffung frostsicherer Verstecke und dergleichen mehr) leicht zu schaffen. Die Umsiedlung selbst wird sich sicherlich über mehrere Aktivitätsperioden der Zauneidechsen erstrecken müssen, um ein möglichst vollständiges Abfangen zu ermöglichen. Daher ist damit zu rechnen, dass bis zum Abschluss der Maßnahme mehr als fünf Jahre vergehen können. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als mittel einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Umsiedlung ist eine allgemein umstrittene Maßnahme und sollte nur in Ausnahmefällen durchgeführt werden. Gerade bei der Zauneidechse ist aufgrund der großen innerartlichen Variabilität und dem Unterartenreichtum Vorsicht geboten, damit es nicht zu Verlusten an genetischer Vielfalt kommt. Die Umsiedlung ist ein oft eingesetztes Mittel, aber häufig erfolgt keine mehrjährige Erfolgskontrolle, die verlässliche Aussagen liefern würde. Immer wieder wird festgestellt, dass die Tiere dazu neigen das Ansiedlungsgebiet zu verlassen. Um dies zu verhindern, muss die Zielfläche vorübergehend eingezäunt werden (mindestens für drei Fortpflanzungsperioden). Es gibt aber auch Berichte über gelungene Umsiedlungsmaßnahmen (BLANKE 2004; CORBETT 1988; GLANDT 1988). Aufgrund der häufig fehlenden, mehrjährigen Erfolgskontrollen und der dadurch fehlenden Informationen über das weitere Schicksal umgesiedelter Populationen wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als mittel eingestuft.

5.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

5.g Risikomanagement

Die Entwicklung des Lebensraumes und der Zauneidechsenpopulation müssen beobachtet werden, um bei Fehlentwicklungen (z. B. überhand nehmende Sukzession oder Aufwuchs von Neophyten) gegensteuern zu können. Dies ist vor allem vor dem Hintergrund erforderlich, dass die Umsiedlung eine sehr umstrittene Maßnahme ist. Da eine vorübergehende Einzäunung der Fläche notwendig ist, um ein Auswandern der Eidechsen zu verhindern, ist besonders auf die Entwicklung der Populationsgröße und die ausreichende Verfügbarkeit von Beute zu achten. Gegebenenfalls muss zugefüttert werden.

5.h Weitere Anmerkungen

Die Umzäunung zur Verhinderung der Rückwanderung sollte so angelegt werden, dass sie eine Zuwanderung von Tieren ermöglicht. Dies kann durch einen nur von einer Seite zu überwindenden Geländeabsturz oder einen Zaun mit reusenartigen Öffnungen erreicht werden.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der mittleren Entwicklungsdauer und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Gering

6. Maßnahme: Übergangsweise Gefangenschaftshaltung und -zucht

6.a Maßnahmenbeschreibung

Es werden möglichst viele Tiere zur Hälterung und Zucht in Gefangenschaft aus dem betroffenen Lebensraum entnommen. Diese Tiere sind eine Rückversicherung für den Fall, dass andere Maßnahmen nicht oder nicht schnell genug zum Erfolg führen. In diesem Fall können in Gefangenschaftszucht gewonnene Jungtiere ausgesetzt werden. Bei Alttieren sind die Gefahr von Gefangenschaftseffekten und das Risiko der Abwanderung zu groß. Diese Maßnahme ist als flankierende Maßnahme gedacht und nicht als eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme anzusehen. Die Durchführung dieser Maßnahme sollte im Rahmen des

Risikomanagements für die vorgenannten vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen wie Umsiedlung, Habitatoptimierung und Neuschaffung von Ersatzhabitaten erwogen werden.

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

-

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Haltung unter semi-natürlichen Bedingungen ist gegenüber einer Terrarienhaltung zu bevorzugen. So kann die Gefahr von Gefangenschaftsdefekten verringert werden. Die Habitatansprüche entsprechen den bei Maßnahme 1 und im Punkt „Essenzielle Habitate“ unter „Fortpflanzungsstätte“ genannten.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Da die von der Zauneidechse benötigten Strukturen mit recht einfachen Mitteln leicht zu schaffen sind (s. a. Maßnahme 6 „Erfolgswahrscheinlichkeit“), wird die Etablierung einer Gefangenschaftszucht recht schnell durchführbar sein, so dass eine kurze Entwicklungsdauer gegeben ist.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Lebensraumsansprüche der Zauneidechse sind recht gut bekannt (siehe z. B. BLANKE 2004; EDGAR & BIRD 2006; PODLOUCKY 1988) und die von ihr benötigten Strukturen sind mit recht einfachen Mitteln leicht zu schaffen. Es gibt Berichte über die erfolgreiche Haltung von Zauneidechsen unter semi-natürlichen Bedingungen (GLANDT 1988, 1991; KRONE & KITZMANN 2006). Im „Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard“ wird die Gefangenschaftszucht zur nachherigen Aussetzung explizit empfohlen (EDGAR & BIRD 2006). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist somit hoch.

6.f Zielkonflikte

-

6.g Risikomanagement

Die Entwicklung des Lebensraumes und der Zauneidechsenpopulation müssen beobachtet werden, um bei Fehlentwicklungen (z. B. überhand nehmende Sukzession oder Aufwuchs von Neophyten) gegensteuern zu können. Es ist besonders auf die Entwicklung der Populationsgröße und die ausreichende Verfügbarkeit von Beute zu achten.

6.h Weitere Anmerkungen

Die Gefangenschaftshaltung ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, aber im Allgemeinen im Rahmen des Risikomanagements für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen wie Umsiedlung, Habitatoptimierung und Neuschaffung von Ersatzhabitaten zu erwägen.

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Allerdings ist sie lediglich eine Zusatzmaßnahme zur Absicherung anderer Maßnahmen. Sie stellt keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar.

Eignung: Hoch (keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Bei Vorhandensein geeigneter Flächen sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für die Zauneidechse in recht kurzer Zeit umzusetzen. Die benötigten Strukturen lassen sich bei entsprechender klimatischer Situation und Bereitschaft aller betroffenen Interessengruppen schnell schaffen.

Grundsätzlich, aber vor allem bei Umsiedlungen, sind ein mehrjähriges Monitoring und ein Risikomanagement wichtig, zumal sich die korrekte Erfassung der Populationsgröße und -dichte bei der Zauneidechse sehr schwer darstellt. Eine Erhaltungszucht in Gefangenschaft im Rahmen des Risikomanagements ist in jedem Fall zu erwägen, wenn eine vollständige Zerstörung des betroffenen Habitates zu erwarten ist.

Literaturverzeichnis

- BERGLIND, S.-A. (2005): Population Dynamics and Conservation of the Sand Lizard (*Lacerta agilis*) on the Edge of its Range. Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 41: 42.
- BISCHOFF, W. (1984): *Lacerta agilis* Linnaeus 1758 - Zauneidechse. In: W. BÖHME (Hrsg.), Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Echsen (Sauria) II: Lacertidae II (*Lacerta*), Seiten 23-68. Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas: 2 / I AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BLANKE, I. (2004): Die Zauneidechse - zwischen Licht und Schatten. Zeitschrift für Herpetologie Beiheft 7. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 160 Seiten.
- CORBETT, K. F. (1988): Conservation strategy for the Sand Lizard (*Lacerta agilis agilis*) in Britain. In: D. GLANDT & BISCHOFF, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 101-109. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- EDGAR, P. & BIRD, D. R. (2006): Action Plan for the Conservation of the Sand Lizard (*Lacerta agilis*) in Northwest Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, Strasbourg. Council of Europe. 22
- ELBING, K., GÜNTHER, R. & RAHMEI, U. (1996): Zauneidechse - *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758. In: R. GÜNTHER (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, Seiten 535-557. Gustav Fischer, Jena; Stuttgart.
- FRITZ, K. & SOWIG, P. (1988): Verbreitung, Habitatansprüche und Gefährdung der Zauneidechse (*Lacerta agilis* Linnaeus, 1758) in Baden-Württemberg. In: GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 205-214. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- 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*), Seiten 167-177. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- GLANDT, D. (1991): The vegetation structure preferred by the sand lizard (*Lacerta agilis*) and the common lizard (*Lacerta vivipara*) in an experimental outdoor enclosure - Die von Zauneidechsen (*Lacerta agilis*) und Waldeidechsen (*Lacerta vivipara*) in einer Freiland-Versuchsanlage bevorzugte Vegetationsstruktur. Acta Biologica Benrodis 3: 79-86.
- GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (1988): Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*). Mertensiella 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn, 257 Seiten.

- GRAF, P. (2006): Lärmschutzwände entlang von Eisenbahntrassen: eine neue Bedrohung für die Zauneidechse? *Elaphe* 14: 51-52.
- 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, Seiten 274-275. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- HAFNER, A. & ZIMMERMANN, P. (2007): Zauneidechse *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758. In: H. LAUFER, FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Seiten 543-558. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HARTUNG, H. & KOCH, A. (1988): Zusammenfassung der Diskussionsbeiträge des Zauneidechsen-Symposiums in Metelen. In: GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 245-257. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- HEIMES, P. (1987): Schützt die Reptilien in Hessen. Naturschutzzentrum Hessen e. V., Wetzlar, 35 Seiten.
- HENF, M. (1990): Reptilienschutz am Beispiel einer Zauneidechsenpopulation im Neandertal - Kreis Mettmann. Seminarberichte NZ NRW 4: 42-47.
- HOFER, U. & GROSSENBACHER, K. (1988): Zur Situation der Zauneidechse in der Schweiz. In: D. GLANDT & W. BISCHOFF (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 215-219. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- IUCN (1987): Translocation of Living Organisms: Introductions, Re-Introductions and Re-Stocking. Gland: 13 Seiten.
- IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP (1998): Guidelines for Re-introductions. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: 10 Seiten.
- KLEWEN, R. (1988): Verbreitung, Ökologie und Schutz von *Lacerta agilis* im Ballungsgebiet Duisburg/Oberhausen. In: GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 178-194. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- KRONE, A. & KITZMANN, B. (2006): Artenschutzmaßnahme zur Sicherung einer Zauneidechsenpopulation im Norden Berlins. *Rana* 7: 16-22.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- PASTORS, J. (2001): Langzeitbeobachtungen und Biotop-Pflegemaßnahmen in einem Zauneidechsen-Lebensraum in Wuppertal-Cronenberg. Jahresberichte des Naturwissenschaftlichen Vereins in Wuppertal 54: 68-77.
- PODLOUCKY, R. (1988): Zur Situation der Zauneidechse *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758 in Niedersachsen - Verbreitung, Gefährdung und Schutz - in: GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 146-166. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- 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*), Seiten 113-121. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.
- STOCKER, M. (1998): Eidechsenbiotope in der Allmend Brunau. *N4/N20 Info* 4: 5-7.
- STUMPEL, A. H. P. (1988): Habitat selection and management of the Sand Lizard, *Lacerta*

agilis L., at the Utrechtse Heuvelrug, Central Netherlands. In: GLANDT, D. & BISCHOFF, W. (Hrsg.). Biologie und Schutz der Zauneidechse (*Lacerta agilis*), Seiten 122-131. Mertensiella: 1. Bonner Universitäts-Buchdruckerei, Bonn.

Gelbbauchunke – *Bombina variegata*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Aufgrund der ständigen Orts- und Gewässerwechsel der Gelbbauchunken während der Fortpflanzungszeit und des Aufenthaltes in den Randbereichen der Gewässer ist zur Sicherung einer dauerhaften Fortpflanzungsstätte der gesamte besiedelte Gewässerkomplex inklusive der unmittelbaren Uferzone als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen. Da dessen Eignung und Fortbestand entscheidend von zahlreichen Faktoren im Umfeld abhängen (Beschattung, Schad- oder Nährstoffeinträge etc.), muss das Gewässerumfeld bei der Beurteilung eingriffsbedingter Beeinträchtigungen der Lebensstätte besonders berücksichtigt werden.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Die Fortpflanzungsstätte muss in eine reich strukturierte Landschaft eingebettet sein, welche die nötigen Nahrungs- und Versteckmöglichkeiten bietet.

Die Wanderwege der Gelbbauchunke zwischen den einzelnen Laichhabitaten sowie den Ruhestätten sind zur Aufrechterhaltung der ökologischen Funktionalität der Fortpflanzungs- und Ruhestätte von essenzieller Bedeutung.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Eine deutliche Trennung in Laichgewässer und Aufenthaltsgewässer ist nicht in jedem Fall möglich und abhängig vom Strukturangebot des jeweiligen besiedelten Lebensraumes, so dass die als Ruhestätte genutzten Gewässer i. d. R. von der Fortpflanzungsstätte umfasst werden.

Die Tagesverstecke der Gelbbauchunke liegen, je nach Habitatstruktur, entweder in direkter Gewässernähe oder in z. T. beträchtlicher Entfernung.

Eine allgemeine Definition und eine spezielle räumliche Abgrenzung der im Landlebensraum liegenden Tagesverstecke ist i. d. R. nicht möglich, da die Gelbbauchunke abhängig vom Angebot eine Vielzahl von Versteckmöglichkeiten nutzt. Hier ist im Einzelfall eine Abgrenzung anhand besonders geeigneter Habitatstrukturen mit einer hohen Anzahl an Versteckmöglichkeiten vorzunehmen.

Über die Winterquartiere der Art ist wenig bekannt, sie besiedelt aber offenbar Lückensysteme, z. B. unter Baumwurzeln oder in Schotterkörpern. Die räumliche Abgrenzung ist auch hier im Einzelfall anhand der besonders geeigneten Habitatstrukturen vorzunehmen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Siehe Fortpflanzungsstätte.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die Aktionsradien von Gelbbauchunken sind individuell sehr variabel. NÖLLERT & GÜNTHER (1996) geben an, dass sich die adulten Tiere wahrscheinlich nur einige hundert Meter von den Gewässern wegbewegen, während juvenile und subadulte Tiere, besonders während und nach Regenfällen, weitere Strecken über Land zurücklegen und neue Gebiete besiedeln.

Die lokale Individuengemeinschaft setzt sich aus den Tieren eines Gewässerkomplexes zusammen. Aufgrund der Wanderleistungen der Tiere ist bei Entfernungen von mehr als 500 m zwischen den geeigneten Gewässern/Gewässerkomplexen von einer Trennung der lokalen Individuengemeinschaft auszugehen. Unter Umständen sind Trennwirkungen durch Barrieren, z. B. Verkehrswege, zu berücksichtigen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Bewertung der ökologischen Funktion erfolgt über die Ermittlung der Bestandsgröße adulter Tiere sowie zwingend anhand des Reproduktionserfolges durch den Nachweis metamorphosierender Jungtiere (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Habitat

Die Gelbbauchunke bevorzugt zur Fortpflanzung vegetationsarme, flache und sonnen-exponierte Gewässer, i. d. R. Gewässerkomplexe aus mehreren Kleinstgewässern mit hoher Wassertemperatur und geringer Anzahl an Prädatoren. Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung finden vollständig im Laichgewässer statt (GOLLMANN & GOLLMANN 2002).

Zur Beurteilung des Zustandes des Laichgewässers wird die Anzahl der zum Vorkommen gehörenden Gewässer, sowie die Habitatstruktur aufgenommen (vgl. z. B. TWELBECK 2003).

Die Ruhestätten werden an der Ausstattung mit geeigneten Habitatelementen bewertet (TWELBECK 2003).

Gefährdung

Die Gelbbauchunke ist vor allem durch Habitatzerstörung (Rekultivierung von Abgrabungen, Beseitigung von Feuchtgebieten und Kleinstrukturen in der Agrarlandschaft), Flächeninanspruchnahme durch Verkehrswegebau und natürliche Sukzession gefährdet. Darüber hinaus ist eine zunehmende Verinselung des Areals und zunehmende Isolierung der noch vorhandenen Populationen eine starke Gefährdung (GOLLMANN & GOLLMANN 2002; NÖLLERT & GÜNTHER 1996).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Gewässerneuanlage

1.a Maßnahmenbeschreibung

Es werden periodisch austrocknende, vegetationsarme, rohbodenreiche Kleinstgewässer mit einer Wassertiefe von bis zu 40 cm angelegt. Die Anlage muss immer als Gewässerkomplex aus unterschiedlich großen Gewässern erfolgen (vgl. DIETERICH 2003).

Bei Gewässerneuanlage muss beachtet werden, dass die Gelbbauchunke Kleinstgewässer mit hoher Dynamik benötigt. Es müssen regelmäßig in einem Zeitraum von ein bis drei Jahren neue Gewässer geschaffen werden oder die alten auf ein frühes Sukzessionsstadium zurückgesetzt werden (DIETERICH 2003; GENTHNER & HÖLZINGER 2007; GOLLMANN & GOLLMANN 2002; NÖLLERT & GÜNTHER 1996; SEIDEL 1996; SIEBERT 2006; VEITH 1996a; ZAHN & NIEDERMEIER 2003, 2004).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Aufgrund der geringen Ausbreitungsleistung der Gelbbauchunke sind neue Gewässer im Umkreis von 250 m um vorhandene Bestände anzulegen (vgl. GOLLMANN & GOLLMANN 2002; JACOB et al. 2009).

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Bei dieser Maßnahme muss auf die Bodenbeschaffenheit (Wasserführung) und eine ausreichende Dynamik der Kleinstgewässer geachtet werden.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig zu entwickeln. Da die Gelbbauchunke trotz ihrer teilweise auftretenden Ortstreue zu Laichgewässern als Pionierart gilt und oft Gewässer im Alter von weniger als einem Jahr als Laichgewässer annimmt (DIETERICH 2003; FELDMANN 1974; GOLLMANN & GOLLMANN 2002; SEIDEL 1996), ist mit einer raschen Annahme der neu angelegten Gewässer als Laichgewässer zu rechnen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Der Kenntnisstand hinsichtlich der Besiedlung von neugeschaffenen Gewässern und der Habitatansprüche der Art ist sehr gut. Bei der Gelbbauchunke ist die Neuschaffung von Gewässern grundsätzlich unproblematisch, allerdings benötigt sie Kleinstgewässer mit hoher Dynamik (AG HERPETOFAUNA 2008). DIETERICH (2003) wies eine gute Annahme von neu angelegten und ausgeputzten Tümpeln durch die Gelbbauchunke nach. Die Neubesiedlung von Gewässern erfolgt, wie bei den meisten Amphibien, vor allem über Jungtiere. Adulte neigen dazu, am angestammten Gewässer zu bleiben (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Maßnahme kann selbst nach mehreren Jahren mit fehlendem Reproduktionsnachweis erfolgreich sein (SIEBERT 2006), da die Gelbbauchunke mit einem Alter von bis zu 30 Jahren sehr langlebig ist (GOLLMANN & GOLLMANN 2002; SEIDEL 1993). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird insgesamt als sehr hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Land- und Wasserwirtschaft auftreten.

1.g Risikomanagement

Die Maßnahme ist durch ein geeignetes Monitoring zu überwachen. Aufgrund der belegten hohen Wirksamkeit ist ein weiteres Risikomanagement nicht zwingend erforderlich.

1.h Weitere Anmerkungen

In von Molchen besiedelten Gewässern kann die Gelbbauchunke oft nicht Fuß fassen. Aufgrund der Bindung an Gewässer sehr früher Sukzessionsstadien ist eine stete Gewässerneuschaffung oder Optimierung der Gewässer notwendig, wenn eine dauerhafte Besiedlung durch die Gelbbauchunke gewährleistet werden soll.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

2. Maßnahme: Anlage von Winterquartieren

2.a Maßnahmenbeschreibung

Gelbbauchunken sind nicht in der Lage, sich selbst in den Boden einzugraben, da sie keine Metatarsalhöcker als Grabwerkzeuge besitzen. Aufgrund höherer Minimaltemperaturen, ausgeglichener Bodenfeuchte und größerem Angebot an Hohlraumssystemen im Boden sind bewaldete Landschaften für die Überwinterung günstiger als offene (GENTHNER & HÖLZINGER 2007). Als Winterquartier können z. B. Schotterhaufen, analog zu Bahndämmen, angelegt werden. Von hoher Bedeutung ist ein ausreichendes Lückensystem und Frostfreiheit.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Winterquartiere müssen sich aufgrund der vermuteten geringen Wanderleistung bei der Anwanderung an das Laichgewässer in deren Nähe befinden (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). Eine Entfernung von 250 m sollte nicht überschritten werden.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Besondere Anforderungen an den Maßnahmenstandort sind nicht gegeben. Die Maßnahme kann praktisch immer durchgeführt werden.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig umsetzbar. Die Entwicklungsdauer wird als kurz eingestuft.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Erfahrungen mit der Entwicklung von Winterquartieren für die Gelbbauchunke liegen nicht vor, da bisher Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen mit Schwerpunkt auf der Gewässer-schaffung und -optimierung durchgeführt wurden. Aufgrund der Kenntnisse zu der Ökologie der Art und zu den allgemeinen Anforderungen an Winterquartiere von Amphibien ist der Kenntnisstand jedoch als gut zu bezeichnen (AG HERPETOFAUNA 2008) und die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch einzustufen.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Land- und Forstwirtschaft auftreten.

2.g Risikomanagement

Die Maßnahme ist durch ein geeignetes Monitoring zu überwachen. Ein weiteres Risikomanagement ist nur erforderlich, wenn keine optimalen Habitatbedingungen hergestellt werden können.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Umsiedlung

3.a Maßnahmenbeschreibung

Für die Umsiedlung wird der Gelbbauchunkenbestand eines Gewässers entnommen und in geeigneten Gewässern wieder ausgesetzt.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen Kleinstgewässer mit hoher Dynamik ohne Prädatoren vorhanden sein oder neu geschaffen werden (vgl. Maßnahme 1).

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist bei kleinen Vorkommen mit höchstens 20 Tieren kurzfristig umsetzbar und wirksam.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es empfiehlt sich die Umsiedlung juveniler Gelbbauchunken, da sich nach RZEHAK (1984) und SEIDEL (1988, beide zitiert in GENTHNER & HÖLZINGER 2007) am Laichgewässer befindliche adulte Tiere ortstreu verhalten (SEIDEL 1993). Der Kenntnisstand ist als gut zu bewerten, da bekannt ist, dass juvenile und subadulte Gelbbauchunken neue Gewässer gut annehmen (GOLLMANN & GOLLMANN 2002). Werden auch adulte Tiere umgesiedelt, so ist eine vorübergehende Zäunung des Zielgewässers (inklusive Landlebensraum und Winterquartiere!) über mehrere Fortpflanzungsperioden notwendig, um ihre Abwanderung zu vermeiden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist als hoch einzustufen.

3.f Zielkonflikte

Nach der Umsiedlung können im Bereich des neu besiedelten Gewässers Zielkonflikte mit Land-, Forst- und Wasserwirtschaft auftreten.

3.g Risikomanagement

Die Maßnahme ist durch ein geeignetes Monitoring zu überwachen. Da eine vorübergehende Einzäunung der Fläche notwendig ist, um die Abwanderung der Gelbbauchunken zu verhindern, ist besonders auf die Entwicklung der Populationsgröße und die ausreichende Verfügbarkeit von Beute zu achten.

3.h Weitere Anmerkungen

Die Umzäunung zur Verhinderung der Rückwanderung sollte so angelegt werden, dass sie eine Zuwanderung von Tieren ermöglicht. Dies kann durch einen nur von einer Seite zu überwindenden Geländeabsturz oder einen Zaun mit reusenartigen Öffnungen erreicht werden.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Gewässerpflege

4.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Optimierung von Laichhabitaten werden Kleinstgewässer „geputzt“ und weitgehend ausgeräumt (DIETERICH 2003), um sie in frühere Stadien der Sukzession zurück zu setzen. Die Maßnahme muss in einem Turnus von ein bis drei Jahren regelmäßig wiederholt werden.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmen müssen in oder unmittelbar angrenzend an bestehende Gelbbauchunkenvorkommen durchgeführt werden. Die Entfernung zum nächsten Gelbbauchunkenvorkommen sollte 250 m nicht überschreiten (JACOB et al. 2009).

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen Kleinstgewässer mit hoher Dynamik und fehlenden Antagonisten vorhanden sein.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig zu entwickeln.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

DIETERICH (2003) und SIEBERT (2006) wiesen eine gute Annahme von neu angelegten oder ausgeputzten Tümpeln durch die Gelbbauchunke nach. Auch ZAHN & NIEDERMEIER (2003) nennen die Entfernung von Vegetation und Bodengrund als geeignete Methode für die Gelbbauchunke. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb und aufgrund der guten Kenntnisse der Ansprüche der Gelbbauchunke als sehr hoch eingestuft.

4.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Landwirtschaft und Abbauunternehmen auftreten. Vor Übernahme der Maßnahme ist weiterhin zu prüfen, ob es nicht zu naturschutzinternen Zielkonflikten mit anderen Arten oder Lebensraumtypen kommen kann.

4.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

4.h Weitere Anmerkungen

-

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

5. Maßnahme: Übergangsweise Gefangenschaftshaltung

5.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Absicherung von Umsiedlungsmaßnahmen oder der Neuschaffung von Gewässer-komplexen wird ein Teil der Population vorübergehend in Gefangenschaftszucht genommen.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

-

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

-

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Da die Haltungsbedingungen für die Gelbbauchunke schnell zu schaffen sind, ist die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit als kurz einzuschätzen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Gefangenschaftszucht von Unken ist möglich. Programme mit der Rotbauchunke werden bspw. in Schleswig-Holstein umgesetzt (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als mittel eingestuft.

5.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Naturschutz und Tierschutz auftreten.

5.g Risikomanagement

Die Maßnahme ist durch ein geeignetes Monitoring zu überwachen.

5.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist nur begleitend, im Rahmen eines Risikomanagements, anzuwenden.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine mittlere Eignung zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Sie stellt jedoch keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar.

Eignung: Mittel (keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Für die Gelbbauchunke liegen kurzfristig wirksame Maßnahmen mit sehr hoher und hoher Eignung vor, die gut umsetzbar sind. Es bedarf jedoch einer dauerhaften Unterhaltung der Maßnahmenflächen.

Literaturverzeichnis

- AG HERPETOFAUNA (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Amphibien und Reptilien, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- DIETERICH, M. 2003: Reproduktionserfolg der Gelbbauchunke in Abhängigkeit vom Gewässertyp. <http://www.stiftung-naturschutz-bw.de/servlet/PB/show/1074755/gelbbauchunke.pdf>
- FELDMANN, R. (1974): Wassergefüllte Wagenspuren auf Forstwegen als Amphibien-Laichplätze. Salamandra: 15-21.
- GENTHNER, H. & HÖLZINGER J. (2007): Gelbbauchunke *Bombina variegata* (Linnaeus, 1758). In: LAUFER, H., FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Seiten 271-292. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- GOLLMANN, B. & GOLLMANN, G. (2002): Die Gelbbauchunke. Beiheft der Zeitschrift für Feldherpetologie 4. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 135 Seiten.
- JACOB, A., SCHEEL, B. & BUSCHMANN, H. (2009): Raumnutzung in einer Metapopulation der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) an ihrer nördlichen Verbreitungsgrenze. Zeitschrift für Feldherpetologie 16: 85-102.
- NÖLLERT, A. & GÜNTHER, R. (1996): Gelbbauchunke - *Bombina variegata*. In: GÜNTHER, R. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, Seiten 232-252. Gustav Fischer, Jena; Stuttgart.
- SEIDEL, B. (1993): Bericht aus einer seit 1984 laufenden Studie über eine Gelbbauchunkenpopulation *Bombina variegata*: Ein Diskussionsansatz für feldherpetologische Studien. Salamandra: 6-15.
- SEIDEL, B. (1996): Populationsuntersuchungen an Gelbbauchunken (*Bombina variegata*) als Beitrag zur Biondeskription. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz: 29-36.
- SIEBERT, H. (2006): Hilfen für die Gelbbauchunke (*Bombina variegata*) und Beobachtungen zum Verhalten. Naturschutz in Hessen 10: 40-42.
- TWELBECK, R. (2003): Bewertungsrahmen Gelbbauchunke. Hessisches Dienstleistungszentrum für Landwirtschaft, Gartenbau und Naturschutz, Rodenbach: 1 Seiten.
- VEITH, M. (1996): Gelbbauchunke - *Bombina variegata* (LINNAEUS, 1758). In: BITZ, A. F., KLAUS; LUDWIG, SIMON; THIELE, R.; VEITH, M. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Seiten 151-164. 1. Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR), Landau.
- ZAHN, A. & NIEDERMEIER, U. (2003): Fressen - Graben - Mähen. Artenhilfsmaßnahmen für Wechselkröte, Gelbbauchunke und Laubfrosch im Unteren Inntal. Bund Naturschutz in Bayern e. V., Kreisgruppe Mühlendorf: 27 Seiten.
- ZAHN, A. & NIEDERMEIER, U. (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.

Kammolch – *Triturus cristatus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	V, Vorwarnliste

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung des Kammolches finden vollständig im Laichgewässer statt, welches daher inklusive der unmittelbaren Uferzone als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen ist. Da dessen Eignung und Fortbestand entscheidend von zahlreichen Faktoren im Umfeld abhängen (Beschattung, Schad- oder Nährstoffeinträge etc.), muss das Gewässerumfeld bei der Beurteilung eingriffsbedingter Beeinträchtigungen der Lebensstätte besonders berücksichtigt werden. Stehen mehrere Gewässer in einem Gewässerkomplex so miteinander in Verbindung, dass regelmäßige Austauschbeziehungen stattfinden, so ist auch der Bereich zwischen den Gewässern mit einzubeziehen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Als essenzielle Teilhabitate werden regelmäßig von einer größeren Zahl von Kammolchen genutzte Wanderkorridore im Umkreis von mindestens 500 m um das Laichgewässer eingestuft.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Als Ruhestätte sind das Laichgewässer und andere, im Sommerlebensraum als Ruhestätten und/oder zur Überwinterung genutzte Gewässer und die Überwinterungsquartiere an Land anzusehen. Letztere befinden sich allerdings im Umkreis von bis zu 1 km um das Gewässer verstreut und sind kaum bekannt. Obwohl auch größere Wanderbewegungen von zum Teil über 1 km möglich sind, wird die Wanderbereitschaft des Kammolches überwiegend als gering eingeschätzt. Der größte Teil der Ruhestätten im Landlebensraum dürfte sich daher im Regelfall in der näheren Umgebung der Laichgewässer befinden (GROSSE & GÜNTHER 1996; LEOPOLD 2004; RIMPP 2007).

Die Ruhestätten des Kammolches umfassen also besiedelte Gewässer und den angrenzenden Landlebensraum, sofern er grundsätzlich eine gute Habitateignung aufweist. So sind z. B. Laub- oder Mischwälder in der Regel gut geeignet, wohingegen Intensiv-Ackerland eher ungeeignet ist. Als Suchraum für die im Einzelfall festzulegenden Ruhestätten im Landlebensraum sind Flächen mit guter Habitateignung im Umkreis von mindestens 500 m um das Gewässer zu berücksichtigen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Da sich die Winterquartiere im Umkreis von bis zu 1 km um das Gewässer befinden und die Kammolche eine starke Bindung an das Laichgewässer zeigen (GROSSE & GÜNTHER 1996; HACHTEL et al. 2006c; LEOPOLD 2004; RIMPP 2007), werden die Tiere im Laichgewässer und dem genannten Umkreis als lokale Individuengemeinschaft angesehen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Bewertung der Individuengemeinschaft erfolgt anhand der Abschätzung der Populationsgröße (gefangene adulte und juvenile Tiere) und anhand eines Reproduktionsnachweises (GRODDECK 2006; MINTEN & FARTMANN 2001). Eine vollquantitative Erfassung der Population und der Populationsstruktur ist allerdings kaum möglich (GROSSE & GÜNTHER 1996; MINTEN & FARTMANN 2001; RIMPP 2007). Es ist zu beachten, dass die Populationen auch unter natürlichen Bedingungen starke jährliche Schwankungen aufweisen (GROSSE & GÜNTHER 1996; HACHTEL et al. 2006a; RIMPP 2007).

Habitat

Der Wasserlebensraum wird bei Einzelgewässern nach der Größe des Gewässers, bei Gewässerkomplexen nach der Anzahl der Gewässer beurteilt (GRODDECK 2006). Des Weiteren werden der Anteil der Flachwasserbereiche und die Ausprägung submerser und emerser Vegetation bewertet (GRODDECK 2006). Im Vordergrund steht der Strukturreichtum des Gewässers. Wichtige Kriterien sind aber auch Beschattung und Wasserführung des Gewässers (GRODDECK 2006). Beim Landlebensraum ist neben dem Strukturreichtum die Nähe potenzieller Überwinterungsquartiere von Bedeutung. Schließlich sind noch die Vernetzung des Gewässers (Einzelgewässer oder Gewässerkomplex) und die Entfernung vom nächsten Vorkommen zu beachten (GRODDECK 2006).

Gefährdung

Bedeutende Beeinträchtigungen des Laichgewässers bestehen in dessen Zerstörung, Vernachlässigung ursprünglicher Pflege (ehemalige Tränken), Veränderungen im Wasserhaushalt (Trockenfallen oder Überflutung), Isolation, Schadstoffeinträgen, Sukzession durch Nährstoff- oder Laubeintrag, Beschattung und fischereilicher Nutzung (EDGAR & BIRD 2006; ENGLISH NATURE 2001; GRODDECK 2006; GROSSE & GÜNTHER 1996; HACHTEL et al. 2006b; MINTEN & FARTMANN 2001; VEITH 1996b). Noch nicht ganz geklärt sind die Folgen der Bekämpfung von Stechmücken, deren Larven eine wichtige Nahrungsquelle der Kammolchlarven darstellen (RIMPP 2007). Bezüglich des Landlebensraums stellen Zerschneidung und direkte Tötung durch Straßenverkehr, die Zerstörung, der Einsatz von Pestiziden o. ä., Fahrwege und Isolation durch für die Kammolche ungeeignete Flächen (Bebauung, Landwirtschaftsflächen u. ä.) eine Bedrohung dar (EDGAR & BIRD 2006; ENGLISH NATURE 2001; GRODDECK 2006; GROSSE & GÜNTHER 1996; HACHTEL et al. 2006b).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Gewässerneuanlage

1.a Maßnahmenbeschreibung

Bei dieser Maßnahme werden neue Gewässer angelegt, wobei die Schaffung eines Komplexes aus mittelgroßen bis größeren Gewässern und Kleingewässern die besten Voraussetzungen für eine kontinuierliche Anwesenheit der Kammolche bietet. Nach ENGLISH NATURE (2001) sollten neue Gewässer nicht mit mehr als 250 m Abstand zueinander und zu bereits bestehenden Gewässern angelegt werden. Zwischen den Einzelgewässern des Komplexes dürfen keine Ausbreitungsbarrieren liegen, um die Besiedlung durch den Kammolch und die für ihn wichtigen Flora und Fauna zu ermöglichen.

Die Gewässer sollten der Eigenentwicklung überlassen werden, allerdings kann diese durch Anlage von Initialpflanzungen beschleunigt werden. Dabei müssen autochthone Pflanzen zur Verwendung kommen, die von den Kammolchen zur Eiablage bevorzugt werden. Die Verwendung von Pflanzenmaterial aus bereits bestehenden Gewässern kann die Entwicklung des angelegten Gewässers durch miteingebrachte Organismen weiter beschleunigen. Es ist darauf zu achten, dass dabei keine Prädatoren, Neophyten o. ä. eingeschleppt werden. Ein gelegentliches Austrocknen der Gewässer ist von Vorteil, weil dadurch die Anzahl an Prädatoren (Fische, Libellenlarven, Gelbrandkäferlarven und dergleichen mehr) verringert wird (HACHTEL et al. 2006a).

Bevorzugt werden Gewässer aufgesucht, die einen Beschattungsgrad unter 40 % und vegetationsreiche Flachwasserzonen aufweisen (ENGLISH NATURE 2001; GROSSE & GÜNTHER 1996; LEOPOLD 2004; MINTEN & FARTMANN 2001; RIMPP 2007; VEITH 1996b). Kleinere Gewässer müssen fischfrei sein, größere, deckungsreiche Gewässer können einen geringen Fischbestand aufweisen (GROSSE & GÜNTHER 1996; LEOPOLD 2004; MINTEN & FARTMANN 2001). Auch größere Wasservogelbestände können nachteilig sein (ENGLISH NATURE 2001; OLDHAM et al. 2000). Der pH-Wert der Gewässer darf nicht unter 4,5 liegen, solche mit guten Puffereigenschaften, wie Kalkgewässer, werden bevorzugt (ENGLISH NATURE 2001; GROSSE & GÜNTHER 1996; LEOPOLD 2004; RIMPP 2007). Die Gewässer müssen sowohl dichte Vegetation als auch Schwimmraum bieten.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Anlage sollte höchstens 250 m von der betroffenen Population entfernt erfolgen (ENGLISH NATURE 2001). Zwar wandern Kammolche mitunter weitere Distanzen, aber die Wahrscheinlichkeit, dass die neu angelegten Gewässer von Kammolchen besiedelt werden, sinkt mit zunehmender Entfernung. Es ist allerdings davon auszugehen, dass dies sehr stark von der Struktur der dazwischen liegenden Landschaft und der Größe der vorhandenen Population abhängt. Nach HACHTEL et al. (2006b) können Entfernungen von 500 m vom nächsten Vorkommen problemlos überwunden werden, wenn keine Barrieren vorhanden sind.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Wichtig sind die Lage in der Nähe geeigneter Landlebensräume, die meist in Laub- oder Mischwäldern liegen, und die Qualität des dazwischen liegenden Raumes. Dieser sollte zumindest teilweise nicht oder nur extensiv kultiviert werden und es dürfen keine Barrieren vorhanden sein.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Anlage der Gewässer ist kurzfristig durchzuführen. Es gibt Beispiele für eine recht schnelle Besiedlung neu angelegter Gewässer durch Kammolche. HACHTEL et al. (2006c) berichten vom Nachweis von Jungtieren in einem angelegten Gewässer nach fünf Jahren. Aufgrund der Laichgewässertreue der adulten Molche wird die Besiedlung überwiegend durch Jungmolche erfolgen. Allerdings besuchen mitunter auch adulte Tiere neue Gewässer. Sie schreiten dort aber wohl nicht zur Fortpflanzung (HACHTEL et al. 2006b). Die Entwicklungsdauer wird als kurz eingestuft.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Aussagen zur Besiedlung neu angelegter Gewässer durch Kammolche sind sehr unterschiedlich. So ist RIMPP (2007) der Meinung, dass die Besiedlung neu angelegter, vegetationsfreier Gewässer nicht voraussagbar ist. Er betont aber die große Bedeutung angelegter Naturschutzteiche für den Kammolch und empfiehlt den Aufbau vernetzter Individuengemeinschaften durch Anlage oder Aufwertung und Vernetzung von Gewässern. VEITH (1996b) berichtet, dass sich in 20 von der GNOR im Bereich Neustadt angelegten Gewässern individuenstarke Kammolchpopulationen entwickelt haben und auch Gartenteiche besiedelt werden. Allerdings macht er keine Angaben zur Zeitdauer bis zur Besiedlung. Nach Ansicht der Arbeitsgruppe „Amphibien & Reptilien“ beim CEF-Workshop in Hannover werden bei entsprechendem Besiedlungsdruck auch Gewässer im Pionierstadium neu besiedelt (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Landwirtschaft und Wasserwirtschaft auftreten. Die Angabe einer eindeutigen Zielvorstellung („Kammolchgewässer“) ist wichtig, um zu vermeiden, dass die spätere Unterhaltung erschwert wird (z. B. durch Angler/Angelvereine).

1.g Risikomanagement

Ein Monitoring des Gewässers und der sich entwickelnden Kammolchpopulation ist wichtig um einer Fehlentwicklung (z. B. Besatz mit Fischen) rechtzeitig entgegenwirken zu können.

1.h Weitere Anmerkungen

Nach OLDHAM et al. (2000) stellt ein mindestens einmal in zehn Jahren erfolgreiches Austrocknen des Gewässers einen maßgeblichen Faktor für den Fortpflanzungserfolg des Kammolches dar. Daher ist es sinnvoll, die Gewässer so anzulegen, dass sie gelegentlich abgelassen werden können, um Fische zu entfernen (RIMPP 2007). Die Gewässerschaffung ist eine wichtige, häufig durchgeführte und bewährte Maßnahme im Amphibienschutz, allerdings muss immer auch der Schutz der terrestrischen Habitate beachtet werden. Neu angelegte Kleingewässer werden auch in Agrarlandschaften rasch und dauerhaft von Amphibien besiedelt. Alle praktischen Maßnahmen müssen konkret auf das Gebiet bezogen sein (HACHTEL et al. 2006b).

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Extensivierung des Landlebensraumes

2.a Maßnahmenbeschreibung

Als Landlebensraum sind für den Kammolch bisher vor allem Laub- und Mischwälder, Gärten, Felder und feuchte Wiesen bekannt. Neben dem Strukturreichtum des Landlebensraumes und der Nähe potenzieller Überwinterungsquartiere ist die Vernetzung eines Gewässers mit anderen sehr wichtig für den Kammolch (GRODDECK 2006). Durch die Extensivierung des Landlebensraumes können Gewässer mit geringer Entfernung zueinander (max. 500 m) miteinander vernetzt werden. Zudem wird die Belastung durch Pflanzenschutzmittel herabgesetzt und das Nahrungsangebot im Landlebensraum erhöht. Hierdurch steigen die individuelle Fitness und der Reproduktionserfolg, sofern geeignete Laichgewässer vorhanden sind. Eine Extensivierung des Landlebensraumes kann beispielsweise aus der Umwandlung von Äckern in Extensivgrünland oder einer Nutzungsänderung von intensiver Mähwiese zu extensiver Beweidung bestehen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Grundausrüstung an benötigten Strukturen oder Potential zu deren Entwicklung. Keine Flächen mit hoher Belastung durch Dünger oder Pflanzenschutzmittel. Diese belasten das Gewässer so stark, dass auch nach Sanierungsmaßnahmen nur eine begrenzte Regenerationsfähigkeit des Gewässers besteht (GREULICH & SCHNEEWEISS 1996). Auch der Boden des Landlebensraumes ist in solchen Fällen nicht geeignet.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Extensivierung des Landlebensraumes kann innerhalb von fünf Jahren wirksam sein. Es ist also von einer kurzen Entwicklungszeit auszugehen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach HACHTEL et al. (2006b) stellt eine Förderung der Umwandlung von Acker in extensiv genutztes Grünland eine hilfreiche Maßnahme dar. Die intensive forstliche Nutzung von gewässernahen Wäldern kann Überwinterungsquartiere zerstören. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als hoch eingestuft.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Land- und Forstwirtschaft auftreten.

2.g Risikomanagement

Die Maßnahme ist durch ein geeignetes Monitoring zu begleiten.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Anlage von Winterquartieren

3.a Maßnahmenbeschreibung

Eine Möglichkeit besteht in der Anlage von Überwinterungsquartieren nach dem Beispiel von ENGLISH NATURE (2001). Dabei wird auf der Grundlage einer Gesteinsaufschüttung aus verschiedenen großen Steinen eine Auflage mit Erdboden aufgebracht, der idealer Weise später mit Grasnarbe bedeckt sein sollte. Die Anlage sollte nicht kleiner sein als 2 m x 1 m und mindestens 1 m Höhe aufweisen, um dem Kammolch frostfreien Unterschlupf zu gewährleisten. Im bodennahen Bereich der Anlage sollte die Gesteinsaufschüttung frei bleiben, um den Tieren Zugang zum Quartier zu bieten.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Optimalerweise liegt das neu zu schaffende Winterquartier in der Richtung, in der, von der betroffenen Laichpopulation aus gesehen, auch das alte Winterquartier lag. Dabei muss es näher am Laichgewässer als das verloren gegangene Winterquartier liegen. Erfolgt die Neuanlage in einer anderen Richtung, so sind mehrere Winterquartiere anzulegen und diese dürfen höchstens 500 m von der betroffenen Laichpopulation entfernt liegen. Zwar wandern Kammolche mitunter weitere Distanzen, aber die Wahrscheinlichkeit, dass die neu angelegten Winterquartiere von Kammolchen besiedelt werden, sinkt mit zunehmender Entfernung. Es ist allerdings davon auszugehen, dass dies sehr stark von der Struktur der dazwischen liegenden Landschaft und der Größe der vorhandenen Population abhängt. Nach HACHTEL et al. (2006b) können Entfernungen von 500 m vom nächsten Vorkommen überwunden werden, wenn keine Barrieren vorhanden sind.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Grundausrüstung an benötigten Strukturen oder Potential zu deren Entwicklung.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Schaffung der Winterquartiere kann kurzfristig erfolgen. Von einer schnellen Besiedlung durch die ansässige Individuengemeinschaft ist auszugehen, sofern die Anforderungen an die räumliche Nähe beachtet werden. Es ist somit von einer kurzen Entwicklungsdauer auszugehen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach Ansicht der Arbeitsgruppe „Amphibien & Reptilien“ beim CEF-Workshop in Hannover stellt diese Maßnahme eine gute Fördermöglichkeit für den Kammolch dar (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als hoch eingestuft.

3.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Land- und Forstwirtschaft auftreten.

3.g Risikomanagement

Die Maßnahme muss durch ein geeignetes Monitoring begleitet werden. Ein weiteres Risikomanagement ist nicht erforderlich.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der

Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Umsiedlung

4.a Maßnahmenbeschreibung

Im Zuge von Schutzmaßnahmen kann als letztes Mittel eine Umsiedlungsaktion in neu geschaffene Gewässer oder optimierte ältere fischfreie Gewässer (vgl. Maßnahme 1) durchgeführt werden.

Nach den Erfahrungen von GLANDT (1985) sollten die Kammolche schon bei der Anwanderung im Frühjahr abgefangen werden und nicht erst im Wasser.

Vor der Umsiedlung ist die lokale Individuengemeinschaft auf einen Befall mit Chytridio-mykose (Pilzerkrankung) zu prüfen, um nicht zur Ausbreitung der Infektion beizutragen.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Das zu besiedelnde Gewässer muss fischfrei sein und einen passenden Wasserchemismus (pH-Wert nicht unter 4,5) aufweisen. Außerdem müssen ausreichend Wasserpflanzen und freier Schwimmraum vorhanden sein. Auch der Landlebensraum in direkter Umgebung des Gewässers muss den Ansprüchen des Kammolches genügen.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme hat eine kurze Entwicklungsdauer, da die Gewässer vor der Umsiedlung mindestens sechs Monate (besser ein bis zwei Jahre) Entwicklungszeit haben müssen, um eine Etablierung der für die Kammolche wichtigen Flora und Fauna zu ermöglichen (ENGLISH NATURE 2001). Allerdings ist eine Umsiedlung nur bei kleineren Individuengemeinschaften bis höchstens 50 Individuen möglich, da ansonsten der zeitliche und finanzielle Aufwand zu groß wären.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Ergebnisse von verschiedenen Umsiedlungsversuchen zeigen, dass eine Umsetzung von Larven Erfolg versprechender ist als die Umsiedlung erwachsener Tiere (BREUCKMANN & KUPFER 1998; RIMPP 2007). Bei adulten Tieren ist die Gefahr der Abwanderung sehr groß, da die Tiere eine starke Bindung an ihr Heimatgewässer besitzen. In Kombination mit einer übergangsweisen Gefangenschaftszucht ist diese Maßnahme relativ Erfolg versprechend. Bei einer Umsiedlung in bereits besiedelte Gewässer ist mit erschwerten Prognosemöglichkeiten zu rechnen, da nicht feststellbar ist, ob Populationsveränderungen durch die zugesetzten Tiere oder durch die vorher vorhandenen verursacht werden. Außerdem kann in solchen Fällen schnell die maximale Kapazität des Lebensraumes erreicht werden. Um ein Abwandern der umgesiedelten Tiere zu verhindern, sollte eine vorübergehende Zäunung des neu besiedelten Gebietes (inklusive Landlebensraum und Winterquartiere!) in Erwägung gezogen werden. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als hoch eingestuft.

4.f Zielkonflikte

In Folge der Umsiedlung kann es im Bereich des zu besiedelnden Gewässers zu Zielkonflikten mit Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft (Anglern) kommen.

4.g Risikomanagement

Die Maßnahme muss durch ein geeignetes Risikomanagement (evtl. parallel eine übergangsweise Gefangenschaftszucht) abgesichert werden.

4.h Weitere Anmerkungen

Die Umzäunung zur Verhinderung der Rückwanderung sollte so angelegt werden, dass sie eine Zuwanderung von Tieren ermöglicht. Dies kann durch einen nur von einer Seite zu überwindenden Geländeabsturz oder einen Zaun mit reusenartigen Öffnungen erreicht werden.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme in Kombination mit Maßnahme 1 eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

5. Maßnahme: Gewässerpflege

5.a Maßnahmenbeschreibung

Die Entfernung von Bäumen und Gebüsch am Gewässer reduziert Beschattung und Laubeintrag und erhöht die Wassertemperatur. Eine Entfernung von eingesetzten Fischen oder eine Faulschlamm Entsorgung kann bei Kleingewässern sehr förderlich für den Kammolch sein. Die Anwesenheit von Fischen hat starke und komplexe Auswirkungen auf Amphibien (HACHTEL et al. 2006a) insbesondere Kammolchlarven sind aufgrund ihres Verhaltens anfälliger für Fischfraß als andere Molchlarven.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme sollte höchstens 500 m von der betroffenen Population entfernt stattfinden.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Grundausrüstung an benötigten Strukturen oder Potential zu deren Entwicklung.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig durchführbar.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach Ansicht der Arbeitsgruppe „Amphibien & Reptilien“ beim CEF-Workshop in Hannover stellt diese Maßnahme eine gute Fördermöglichkeit für den Kammolch dar (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als hoch eingestuft.

5.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Anglern auftreten. Die Angabe einer eindeutigen Zielvorstellung („Kammolchgewässer“) ist wichtig, um zu vermeiden, dass die spätere Unterhaltung erschwert wird (z. B. durch Angler/Angelvereine).

5.g Risikomanagement

Die zu pflegenden Gewässer müssen durch ein Monitoring kontrolliert werden, um bei einer Fehlentwicklung rechtzeitig eingreifen zu können.

5.h Weitere Anmerkungen

Es ist zu prüfen, ob es nicht zu naturschutzinternen Zielkonflikten mit anderen Arten oder Lebensraumtypen kommen kann bzw. in wie weit die Ausgangsflächen geeignet sind und das geforderte Aufwertepotential aufweisen.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

6. Maßnahme: Übergangsweise Gefangenschaftshaltung und -zucht

6.a Maßnahmenbeschreibung

Aus dem betroffenen Gewässer werden Laich, Jugendstadien und/oder Alttiere entnommen und übergangsweise in Gefangenschaft gehalten. Diese Tiere sind eine Rückversicherung für den Fall, dass andere Maßnahmen nicht oder nicht schnell genug zum Erfolg führen. In diesem Fall können in Gefangenschaftszucht gewonnene Jugendstadien ausgesetzt werden (bei Alttieren ist die Gefahr von Gefangenschaftseffekten und Abwanderung zu groß).

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Bei Haltung unter semi-natürlichen Bedingungen ist die Gefahr von Gefangenschaftseffekten (Degeneration, Beteiligung nur weniger Männchen an der Fortpflanzung) geringer.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig durchführbar.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach Ansicht der Arbeitsgruppe „Amphibien & Reptilien“ beim CEF-Workshop in Hannover stellt diese Maßnahme eine gute Risikomanagementmöglichkeit für den Kammolch dar. Sie ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sondern eine Absicherungsmaßnahme für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen wie Umsiedlung und Neuschaffung von Gewässern (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als hoch eingestuft.

6.f Zielkonflikte

-

6.g Risikomanagement

Die Maßnahme ist durch ein geeignetes Monitoring zu begleiten.

6.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist nur als begleitende Maßnahme im Rahmen eines Risikomanagements, z. B. zur Absicherung von Umsiedlungen und Gewässerneuschaffungen oder als kurzfristige Überbrückung, anzuwenden.

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Sie stellt jedoch keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar.

Eignung: Hoch (keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Für den Kammolch sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen mit hoher Eignung vorhanden. Bei geeigneter Ausgangssituation sind die aufgeführten vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen in relativ kurzer Zeit umsetzbar.

Literaturverzeichnis

- AG HERPETOFAUNA (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Amphibien und Reptilien, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- BREUCKMANN, A. & KUPFER, A. (1998): Zur Umsiedlung einer Kammolch-Population (*Triturus cristatus*) im nordöstlichen Ruhrgebiet: ein Rückblick nach zehn Jahren. Zeitschrift für Feldherpetologie 5: 209-218.
- EDGAR, P. & BIRD, D. R. (2006): Action Plan for the Conservation of the Crested Newt *Triturus cristatus* Species Complex in Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Standing Committee, Strasbourg. Council of Europe. 33
- ENGLISH NATURE (2001): Great crested newt mitigation guidelines. English Nature, Peterborough, 75 Seiten.
- GLANDT, D. (1985): Verhaltensreaktion und Reproduktion adulter Molche, Gattung *Triturus* (Amphibia, Urodela), nach Langstreckenverfrachtung. Bonner zool. Beitr. 36: 69-79.
- GREULICH, K. & SCHNEEWEISS, N. (1996): Hydrochemische Untersuchungen an sanierten Kleingewässern einer Agrarlandschaft (Barnim, Brandenburg) unter besonderer Berücksichtigung der Amphibienfauna. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg: 22-30.
- GRODDECK, J. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Kammolches *Triturus cristatus* (LAURENTI, 1768). In: SCHNITZER, 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, Seiten 267-268. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): Kammolch - *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). In: R. GÜNTHER (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, Seiten 120-141. Gustav Fischer, Jena; Stuttgart.
- HACHTEL, M., SANDER, U., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., TARKHNISHVILI, D., ORTMANN, D. & DAMASCHEK, R. (2006a): Dynamik als Konstante: Bestandsentwicklung und

- Reproduktionserfolg. In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & BÖHME, W. (Hrsg.). Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft - eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn - Abschlussbericht der wissenschaftlichen Bearbeitung zum E+E-Vorhaben "Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Kulturlandschaft", Seiten 64-124. Naturschutz und biologische Vielfalt: 30. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., ORTMANN, D. & SANDER, U. (2006b): Quintessenz: Abschließende Bewertung. In: HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & BÖHME, W. (Hrsg.). Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft - eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn - Abschlussbericht der wissenschaftlichen Bearbeitung zum E+E-Vorhaben "Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Kulturlandschaft", Seiten 331-361. Naturschutz und biologische Vielfalt: 30. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- HACHTEL, M., WEDDELING, K., SCHMIDT, P., SANDER, U., TARKHNISHVILI, D. & BÖHME, W. (Hrsg.) (2006c): Dynamik und Struktur von Amphibienpopulationen in der Zivilisationslandschaft - eine mehrjährige Untersuchung an Kleingewässern im Drachenfelser Ländchen bei Bonn - Abschlussbericht der wissenschaftlichen Bearbeitung zum E+E-Vorhaben "Entwicklung von Amphibienlebensräumen in der Kulturlandschaft". Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 420 Seiten.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MEYER, F. (2004): *Triturus cristatus* (Laurenti 1768). In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 183-190. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/2. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg, Dresden.
- MINTEN, M. & FARTMANN, T. (2001): Kammolch (*Triturus cristatus*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten - Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie, Seiten 256-262. Angewandte Landschaftsökologie. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- OLDHAM, R. S., KEEBLE, J., SWAN, M. J. S. & JEFFCOTE, M. (2000): Evaluating the suitability of habitats for the great crested newt (*Triturus cristatus*). Herpetological Journal 10: 143-155.
- RIMPP, K. (2007): Nördlicher Kammolch *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). In: LAUFER, H., FRITZ, K. & SOWIG, P. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Baden-Württembergs, Seiten 207-222. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- VEITH, M. (1996b): Kammolch - *Triturus cristatus* (Laurenti, 1768). In: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Seiten 97-110. Fauna und Flora in Rheinland Pfalz: 19 (1). GNOR Eigenverlag, Landau.

Laubfrosch – *Hyla arborea*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	3, gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Beim Laubfrosch finden Paarung, Eiablage und Larvalentwicklung vollständig im Laichgewässer statt, welches daher inklusive der unmittelbaren Uferzone als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen ist. Die Tiere benötigen während der Paarungszeit eine ausreichende Anzahl an Tagesverstecken in nächster Nähe des Laichgewässers. Die Unversehrtheit der näheren Umgebung des Gewässers hat dadurch eine essenzielle Bedeutung für die Funktion des Laichbiotops und ist bei der Beurteilung eingriffsbedingter Beeinträchtigungen besonders zu berücksichtigen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Nach FOG (1993) können die Wanderungen in den Sommerlebensraum bis zu 3,4 km betragen. Jungtiere entfernen sich im ersten Jahr bis 1 km vom Laichgewässer. Die Wanderwege des Laubfrosches mit den nötigen Leitstrukturen (z. B. Hecken) werden zur Aufrechterhaltung der ökologischen Funktion der Fortpflanzungsstätte benötigt. Als essenzielle Teilhabitate werden daher die regelmäßig von einer größeren Zahl von Laubfröschen genutzten Wanderkorridore im Umkreis von 1000 m um das Laichgewässer eingestuft.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Aufgrund der ausgedehnten Raumnutzung von Laubfröschen wird der Bereich potenzieller Ruhestätten um die Laichgewässer größer gefasst. Neben den Tagesverstecken in unmittelbarer Nähe des Laichgewässers kann ein Radius von etwa 1.000 m als Suchraum für regelmäßig genutzte Ruhestätten im Sommerlebensraum oder als Winterquartiere angesehen werden. Die Mehrzahl der Beobachtungen zu Winterquartieren liegt aus Laubmischwäldern, Feldgehölzen und Saumgesellschaften vor (GROSSE & GÜNTHER 1996b). Eine genaue räumliche Abgrenzung der Winterquartiere als Ruhestätte ist aufgrund der flächigen Verteilung im Raum nicht möglich und muss im Einzelfall erfolgen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Siehe Fortpflanzungsstätte.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Als lokale Individuengemeinschaft werden die Individuen eines Laichgewässers angesehen. Sofern mehrere Laichgewässer zusammen einen Gewässerkomplex bilden, besteht die lokale Individuengemeinschaft aus den Tieren des Gewässerkomplexes. Aufgrund der guten Wanderleistung des Laubfrosches ist eine Abgrenzung zu anderen Gewässern bzw. Gewässerkomplexen anhand von Habitatstrukturen nur bedingt möglich. Da sich jedoch ein

Großteil der Tiere im 500 m Umkreis um das Gewässer aufhält, ist dieser Wert als Richtwert für den räumlichen Zusammenhang und die Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft verwendbar.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Bewertung der Individuengemeinschaft erfolgt anhand der Kriterien Anzahl rufender Männchen sowie durch Reproduktionsnachweis von Kaulquappen und Jungfröschen. Die Erfassung der Populationsstruktur ist kaum möglich, es kann nur der Reproduktionsnachweis erbracht werden (SCHMIDT & GEIGER 2006).

Habitat

Das Laichhabitat wird nach dem Umfang des Gewässerkomplexes und der Größe der Einzelgewässer sowie nach der Habitatqualität beurteilt. Wichtige Kriterien sind der Grad der Besonnung, die Ausdehnung von Flachwasserbereichen und die Qualität und Quantität der submersen Vegetation. Auch die Austrocknungszeit des Gewässers und die Entfernung zum nächsten Vorkommen sind von erheblicher Bedeutung. Zusätzlich müssen auch der Fischbestand bzw. die fischereiliche Nutzung, der Freizeitdruck auf die Gewässerufer und der Schadstoffeintrag beachtet werden. Zur Bewertung des Landlebensraumes wird die Qualität und Quantität der Habitatstrukturen herangezogen, u. a. die Ufervegetation sowie die Entfernung von Laubmischwald in der Umgebung (SCHMIDT & GEIGER 2006).

Gefährdung

Als Hauptgefährdungsursachen für den Laubfrosch gelten vor allem die direkte Zerstörung der Laichgewässer und Landlebensräume durch wasserbauliche Maßnahmen, Ackerbau und Flurbereinigung, der Verlust geeigneter Laichplätze durch Verlandung, Verbuschung oder Trockenfallung von Gewässern, oft forciert durch Grundwasserabsenkungen infolge von meliorativen (bodenaufwertenden) Maßnahmen, Fischbesatz und Fischintensivzucht in den Laichgewässern, intensive Nutzung der Landlebensräume durch Land- und Forstwirtschaft, zunehmende Habitatfragmentierung und -isolierung sowie Biozidanwendung, Gewässerverschmutzung und Eutrophierung (SY 2004).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Neuanlage von Gewässern

1.a Maßnahmenbeschreibung

Als Laichgewässer dienen überwiegend Weiher, Teiche und Altwässer, gelegentlich aber auch große Seen, die intensiv besonnt und stark verkrautet sind. Außerdem werden temporäre Kleingewässer, wie Tümpel in Abbaugruben und auf Truppenübungsplätzen sowie Druckwasserstellen in Feldfluren und auf Viehweiden, besiedelt.

Bei einer Neuanlage von Gewässern sollten möglichst zeitweilig austrocknende Gewässer

geschaffen werden, da dies eine erhebliche Schädigung durch aquatische Fressfeinde einschränkt. Dies kann mit entsprechenden Regelwerken erreicht werden. Der pH-Wert des Laichgewässers sollte im Bereich zwischen 6,8 und 7,5 liegen und das Gewässer muss zwischen April und August mindestens drei Monate lang Wasser führen. Große Seen mit steilen Ufern, großer Wassertiefe, geringer Wassertemperatur und hohem Fischbesatz werden vom Laubfrosch gemieden. Eine erfolgreiche Neuanlage von Gewässern ist beispielsweise im Projekt „Ein König sucht sein Reich“ (Landesweites Artenschutzprojekt des NABU Nordrhein-Westfalen) durchgeführt worden.

Erwiesenermaßen günstig sind feuchte, extensiv genutzte Mähwiesen oder Weiden, die zwischen Mai und August auf einer Fläche von mindestens 100 m² 10-50 cm hoch überflutet sind und anschließend wieder vollständig austrocknen (BARANDUN et al. 2003).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

VOS & STUMPEL (1996) geben das Vorhandensein einer Ausgangspopulation in einer Entfernung von 500-700 m als entscheidenden Faktor für die Besiedlung eines Gewässers an. SCHMIDT & GEIGER (2006) geben eine Entfernung von weniger als 1000 m als hervorragende Vernetzung von zwei Vorkommen an. Dies sollte also für den Laubfrosch eine leicht zu überwindende Distanz zur Besiedlung neu geschaffener Gewässer darstellen.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

In der Umgebung des neu angelegten Gewässers sollten Bereiche vorhanden sein, die temporär überflutet werden können (z. B. bei Starkregen), da BARANDUN (1996, zitiert in BARANDUN et al. 2003) zeigte, dass Laubfrösche sofort von dauerhaften Kleingewässern auf temporär überflutete Stellen wechseln, sobald solche entstehen. Bevorzugt sollten Teiche in Auenbereichen und Feuchtwiesen angelegt werden.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Unter Berücksichtigung einer maximalen Entfernung von 1000 m zum nächsten besiedelten Gewässer kann von einer Besiedlung neu angelegter Gewässer innerhalb kurzer Zeit ausgegangen werden, da SCHMIDT & GEIGER (2006) eine Entfernung von unter 1000 m zum nächsten Vorkommen als hervorragende Vernetzung angeben. Allerdings muss zur erfolgreichen Annahme des Gewässers als Laichgewässer eine ausreichende Vegetation im Wasser vorhanden sein, die den Kaulquappen ausreichend Versteckmöglichkeiten bietet. Schon ein bis drei Jahre nach Etablierung dieser Vegetation kann es zur Reproduktion kommen (GLANDT 2004). Die Entwicklungsdauer wird als kurz eingestuft.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

BARANDUN et al. (2003) berichten von über 70 Fördermaßnahmen für den Laubfrosch in zehn Jahren. Erfolge gab es nur in periodisch austrocknenden Flachgewässern. In dauerhaften Kleingewässern konnten im gleichen Zeitraum keine Fortpflanzungserfolge nachgewiesen werden. Bei einem internationalen Symposium (Metelen, August 2002) über die Biologie und den Schutz des Laubfrosches zeigte sich unter anderem, dass ein breites Angebot an warmen, vegetationsreichen Gewässern mit stark schwankendem Wasserstand ein Schlüsselfaktor für die Förderung der Laubfrösche ist. Große, dauerhafte Vorkommen scheinen sich nur in Gebieten mit großflächigen, zumindest teilweise austrocknenden Flachgewässern entwickelt zu haben (BARANDUN et al. 2003). Im Artenschutzprojekt „Ein König sucht sein Reich“ (NABU NRW) sind beispielsweise auf dem Truppenübungsplatz bei Handorf neu angelegte Gewässer innerhalb kurzer Zeit erfolgreich durch den Laubfrosch

besiedelt worden. Unter den genannten Umständen ist eine erfolgreiche Neuanlage und Besiedlung eines Gewässers für den Laubfrosch in drei bis fünf Jahren wahrscheinlich (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als sehr hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Landwirtschaft und Wasserwirtschaft auftreten. Die Angabe einer eindeutigen Zielvorstellung („Laubfroschgewässer“) ist wichtig, um zu vermeiden, dass die spätere Unterhaltung erschwert wird (z. B. durch Angler/Angelvereine).

1.g Risikomanagement

Ein Monitoring des neu angelegten Gewässers und der sich entwickelnden Laubfroschpopulation ist nötig, um eine optimale Entwicklung als Laubfroschgewässer sicher zu stellen. Ein weiteres Risikomanagement ist nicht erforderlich.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine sehr hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Sehr hoch

2. Maßnahme: Gewässerpflege

2.a Maßnahmenbeschreibung

Die Entfernung von Bäumen und Gebüsch am Gewässer reduziert die Beschattung der Wasserfläche und erhöht somit die Wassertemperatur, was einen positiven Effekt auf die Laubfroschpopulation hat. MEIER et al. (2000) wiesen einen Rückgang des Reproduktionserfolges von Laubfröschen nach dem Einbringen von Schleien nach. Bei Kleingewässern kann also eine Entfernung von eingesetzten Fischen förderlich sein. Die submerse Vegetation sollte allerdings weitgehend erhalten bleiben, da sie den Weibchen als Eiablageplatz und den Kaulquappen als Versteckmöglichkeit dient.

Bei Laubfroschgewässern muss eine zu starke Entwicklung von Schilf, Rohrkolben, Weiden und anderen Gehölzen verhindert werden. Ausreichende Flachwasserzonen sind von hoher Bedeutung (AG HERPETOFAUNA 2008).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme muss an Gewässern im Bereich bis 500 m um die betroffene Population stattfinden.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Grundausrüstung an benötigten Strukturen oder Potential zu deren Entwicklung (s. o.).

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Wassertemperatur des Laichgewässers ist entscheidend für die Entwicklung der Laubfroschlarven. Bei einer Wassertemperatur unter 15° C kommt die Entwicklung der Larven zum Stillstand (TESTER 1990). Eine Untersuchung von PELLET et al. (2004) zeigt den Zusammenhang von direkter Sonneneinstrahlung und der Anzahl nachgewiesener Rufe männlicher Laubfrösche. GLANDT (2004) beschreibt Laubfroschfördermaßnahmen von FOG (1997) die mit Neuanlage, Entkrautung und Entschlammung von kleineren Stillgewässern sehr erfolgreich waren. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird somit als hoch eingestuft.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Anglern auftreten. Die Angabe einer eindeutigen Zielvorstellung („Laubfroschgewässer“) ist wichtig, um zu vermeiden, dass die spätere Unterhaltung erschwert wird (z. B. durch Angler/Angelvereine).

2.g Risikomanagement

Die betroffenen Gewässer und die entstehenden Populationen müssen durch ein Monitoring überwacht werden, um bei Abweichung von der festgelegten Zielvorstellung rechtzeitig eingreifen zu können. Es ist kein weiteres Risikomanagement erforderlich.

2.h Weitere Anmerkungen

Eine Gewässeroptimierung für den Laubfrosch kann nur dann als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme angesehen werden, wenn vorher keine Laubfrösche im Gewässer anwesend waren oder das Gewässer nachweislich derzeit nicht als Fortpflanzungsstätte geeignet ist. Ein Gewässer, an dem trotz rufender Laubfrösche keine Reproduktion stattfindet, muss deswegen noch lange nicht generell ungeeignet sein. Grundsätzlich ist die Gewässeroptimierung aber als eine geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahme anzusehen, wobei die gleichen Anforderungen gelten, wie bei der Neuanlage von Gewässern (AG HERPETOFAUNA 2008).

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Extensivierung des Landlebensraumes

3.a Maßnahmenbeschreibung

Laubfrösche verbringen den größten Teil ihres Lebens in terrestrischen Biotopen. Die adulten Tiere halten sich im Frühsommer, Sommer und meist auch im Winter an Land auf, die Jungtiere das ganze Jahr. Dabei werden wärmebegünstigte, reich strukturierte Biotope wie die Uferzonen von Gewässern und angrenzende Stauden- und Gebüschgruppen, Waldränder oder Feldhecken bevorzugt. Auch Wiesen, Weiden, Gärten und städtische Grünanlagen können teilweise als Lebensraum genutzt werden.

Die Sommerlebensräume des Laubfrosches müssen windgeschützte, sonnenexponierte Sitzwarten, dichte Kraut- und Blattvegetation und ein reichhaltiges Nahrungsangebot in allen

Höhenstufen aufweisen (GROSSE 2004).

Durch die Extensivierung des Lebensraumes um das Laichgewässer können Ruhestätten für den Laubfrosch geschaffen und optimiert werden und die Habitatqualität vorhandener Fortpflanzungsstätten verbessert werden.

Bei extensiver Mahd in Laubfroschhabitaten muss auf den Gebrauch von Kreiselmähern verzichtet und besser mit Balkenmähern gearbeitet werden, da diese zu erheblich geringeren Verlusten unter den Amphibien führen.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 2.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 2.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

BARANDUN (2003) und ZAHN (2003) empfehlen extensive Beweidung als Pflegemaßnahme für Laubfroschgewässer in großflächigen Feuchtgebieten. Erwiesenermaßen günstig sind feuchte, extensiv genutzte Mähwiesen oder Weiden, die zwischen Mai und August auf einer Fläche von mindestens 100 m² 10-50 cm hoch überflutet sind und anschließend wieder vollständig austrocknen. Vor und nach der Überflutung ist eine schonende Mahd oder Beweidung ohne Beeinträchtigung der Laubfrösche möglich (BARANDUN et al. 2003). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als hoch eingestuft.

3.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Land- und Forstwirtschaft auftreten.

3.g Risikomanagement

Zur Überwachung der Maßnahme ist ein begleitendes Monitoring nötig. Ein weiteres Risikomanagement ist nicht erforderlich.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Anlage von Winterquartieren

4.a Maßnahmenbeschreibung

Im Winter brauchen Laubfrösche frostsichere, gut zugängliche und leicht feuchte Verstecke im Boden, wo sie auch vor Prädatoren sicher sind. Als Winterquartiere werden Wurzelhöhlen und Erdhöhlen, aber auch Laub- und Misthaufen, Bereiche unter Steinen, in Mauerspalt

und Kellern und ähnliches genutzt. Auch Dickichte mit Brombeeren, Hochstauden oder Schilf dienen als Winterquartier. Diese eignen sich auch als Sommerlebensräume.

Zur Anlage von Winterquartieren können beispielsweise ausreichend große Steinaufschüttungen aus grobem Kies verwendet werden, die für den Laubfrosch ein geeignetes Lückensystem zum Verstecken bieten.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 2.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 2.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Nach Ansicht der Arbeitsgruppe „Amphibien & Reptilien“ beim CEF-Workshop in Hannover stellt diese Maßnahme eine gute Fördermöglichkeit für den Laubfrosch dar (AG HERPETOFAUNA 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als hoch eingestuft,

4.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Land- und Forstwirtschaft auftreten.

4.g Risikomanagement

Die Maßnahme muss durch ein begleitendes Monitoring überwacht werden. Ein weiteres Risikomanagement ist nicht erforderlich.

4.h Weitere Anmerkungen

-

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

5. Maßnahme: Umsiedlung

5.a Maßnahmenbeschreibung

Im Zuge von Schutzmaßnahmen kann als letztes Mittel eine Umsiedlungsaktion in neu geschaffene oder optimierte fischfreie Gewässer durchgeführt werden (vgl. Maßnahme 1 und 2).

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Das zu besiedelnde Gewässer muss die Habitatansprüche des Laubfrosches erfüllen (siehe Maßnahmenbeschreibung Maßnahme 1).

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme sollte innerhalb von drei bis fünf Jahren wirksam sein (vgl. MEIER et al. 2000). Vor der Umsiedlung muss das zu besiedelnde Gebiet genau auf seine Eignung für den Laubfrosch geprüft werden. Fehlende Strukturen (evtl. neu angelegte Gewässer) müssen so geschaffen werden, dass sie zum Zeitpunkt der Umsiedlung ein geeignetes Laubfroschhabitat darstellen. Zudem ist die Umsiedlung nur für kleine Individuengemeinschaften mit höchstens 50 Individuen geeignet. Der zeitliche und finanzielle Aufwand für größere Populationen wäre sehr hoch und würde die Entwicklungsdauer verlängern. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist unter diesen Voraussetzungen als kurz einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Durch die Bindung der adulten Laubfrösche an ihre gewohnten Laichgewässer ist die Abwanderungswahrscheinlichkeit bei einer Umsiedlung adulter Tiere sehr hoch. Da die Besiedlung neuer Gewässer vor allem durch Jungtiere erfolgt (BEINLICH et al. 2008), ist bei diesen die Abwanderungswahrscheinlichkeit umgesiedelter Tiere geringer. Das Artenschutzprojekt „Ein König sucht sein Reich“ des NABU NRW zeigt eine erfolgreiche Wiederansiedlung von Laubfröschen in der Dingdener Heide (MEIER et al. 2000) mit einem Reproduktionserfolg innerhalb von drei Jahren. Allerdings waren in diesem Projekt die zu besiedelnden Gewässer nicht erst kurz vorher angelegt worden, sondern bereits vorhanden. Die Autoren beschreiben eine Wiederansiedlung in jedem Fall als problematisch und empfehlen die Anwendung der Kriterien der „Augsburger Richtlinien“ (ANL/BFANL 1982, zitiert in MEIER et al. 2000). Um ein Abwandern der adulten Tiere zu vermeiden, ist eine vorübergehende Zäunung des Zielgewässers (inklusive Landlebensraum und Winterquartiere!) über mehrere Fortpflanzungsperioden notwendig. Unter Beachtung der „Augsburger Richtlinien“ wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingestuft.

5.f Zielkonflikte

Im Bereich des zu besiedelnden Gewässers können Zielkonflikte mit Land-, Forst- und Wasserwirtschaft auftreten. Die Angabe einer eindeutigen Zielvorstellung („Laubfroschgewässer“) ist wichtig, um zu vermeiden, dass die spätere Unterhaltung erschwert wird (z. B. durch Angler/Angelvereine).

5.g Risikomanagement

Die Maßnahme muss durch ein geeignetes Risikomanagement abgesichert werden. Parallel zur Umsiedlung kann beispielsweise mit einem Teil der Tiere eine übergangsweise Gefangenschaftszucht zur Absicherung der Individuengemeinschaft durchgeführt werden.

Da eine vorübergehende Einzäunung der Fläche notwendig ist, um die Abwanderung der Laubfrösche zu verhindern, ist besonders auf die Entwicklung der Populationsgröße und die ausreichende Verfügbarkeit von Beute zu achten.

5.h Weitere Anmerkungen

Die Umzäunung zur Verhinderung der Rückwanderung sollte so angelegt werden, dass sie eine Zuwanderung ermöglicht. Dies kann durch einen nur von einer Seite zu überwindenden Geländeabsturz oder einen Zaun mit reusenartigen Öffnungen erreicht werden.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme in Kombination mit Maßnahme 1 oder 2 eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

6. Maßnahme: Übergangsweise Gefangenschaftshaltung und -zucht

6.a Maßnahmenbeschreibung

Aus dem betroffenen Gewässer werden Laich, Jugendstadien und/oder Alttiere entnommen und übergangsweise in Gefangenschaft gehalten. Diese Tiere sind eine Rückversicherung für den Fall, dass andere Maßnahmen nicht oder nicht schnell genug zum Erfolg führen. In diesem Fall können in Gefangenschaftszucht gewonnene Jugendstadien ausgesetzt werden (bei Alttieren ist die Gefahr von Gefangenschaftsdefekten und der Abwanderung zu groß).

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Bei Haltung unter semi-natürlichen Bedingungen ist die Gefahr von Gefangenschaftseffekten (Degeneration, Beteiligung nur weniger Männchen an Fortpflanzung) geringer.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist kurzfristig wirksam.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die übergangsweise Gefangenschaftszucht von Laubfröschen ist möglich (BERNINGHAUSEN 1995; CLAUSNITZER & BERNINGHAUSEN 1991; CLAUSNITZER & CLAUSNITZER 1984). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als hoch eingestuft.

6.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Naturschutz und Tierschutz auftreten.

6.g Risikomanagement

Die Maßnahme ist durch ein geeignetes Monitoring zu überwachen.

6.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme ist nur begleitend im Rahmen eines Risikomanagements anzuwenden.

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit wird der Maßnahme eine hohe Eignung zugesprochen (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme ist allerdings keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sondern eine Absicherungsmaßnahme für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen wie Umsiedlung und Neuschaffung von Gewässern

Eignung: Hoch (keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Für den Laubfrosch sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen mit mittlerer, hoher und sehr hoher Eignung vorhanden. Bei geeigneter Ausgangssituation sind die aufgeführten vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen in relativ kurzer Zeit umsetzbar.

Literaturverzeichnis

- AG HERPETOFAUNA (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Amphibien und Reptilien, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- BARANDUN, J., HUGENTOBLER, I. & GÜTTINGER, R. (2003): Letzte Chance für den Laubfrosch im Alpenrheintal. Erfolgskontrolle 2002. Verein Pro Riet Rheintal, Altstätten: 28 Seiten.
- BEINLICH, B., WYCISK, U. & KÖBLE, W. (2008): "Ein König sucht sein Reich" - ein Projekt zum Schutz des Laubfrosches im Kreis Höxter. Beiträge zur Naturkunde zwischen Egge und Weser 20: 41-54.
- BERNINGHAUSEN, F. (1995): Erfolgreiche Laubfroschwiederansiedelung seit 1984 im Landkreis Rotenburg, Niedersachsen. In: GEIGER, A. (Hrsg.). Der Laubfrosch (*Hyla arborea*) - Ökologie und Artenschutz, Seiten 149-162. Mertensiella: 6. DGHT, Bonn.
- BITZ, A. & SCHRADER, H. (1996): Laubfrosch - *Hyla arborea arborea* (LINNÉ, 1758). In: BITZ, A., FISCHER, K., SIMON, L., THIELE, R. & VEITH, M. (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien in Rheinland-Pfalz, Seiten 231-248. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz: 1. GNOR, Landau.
- CLAUSNITZER, H.-J. & BERNINGHAUSEN, F. (1991): Langjährige Ergebnisse von zwei Wiedereinbürgerungen des Laubfrosches mit Vorschlägen zum Artenschutz. Natur und Landschaft: 335-339.
- CLAUSNITZER, H.-J. & CLAUSNITZER, C. (1984): Erste Ergebnisse einer Wiederansiedlung des Laubfrosches *Hyla arborea* (Linnaeus 1758) im Landkreis Celle (Niedersachsen). Salamandra: 50-55.
- FOG, K. (1993): Migration of the Tree Frog *Hyla arborea*. Ecology and Conservation of the European Tree Frog. Stumpel, Anton H P
- GLANDT, D. (Hrsg.) (2004): Der Laubfrosch - ein König sucht sein Reich. Laurenti-Verlag, Bielefeld, 128 Seiten.
- GROSSE, W.-R. (2004): Zur Ökologie des Laubfrosches, *Hyla arborea*, im Sommerhabitat in der Elster-Luppe-Aue zwischen Leipzig (Sachsen) und Halle (Sachsen-Anhalt): Wanderung, Wachstum, Sitzwarten und Gefährdung. In: D. GLANDT & A. KRONSHAGE (Hrsg.). Der Europäische Laubfrosch (*Hyla arborea*). Biologie - Schutzmaßnahmen - Effizienzkontrollen, Seiten 119-131. Supplement der Zeitschrift für Feldherpetologie: 5. Laurenti Verlag, Bielefeld.
- GROSSE, W.-R. & GÜNTHER, R. (1996): Laubfrosch - *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). In: R. GÜNTHER (Hrsg.). Die Amphibien und Reptilien Deutschlands, Seiten 343-364. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.
- MEIER, E., GLADER, H. & AVERKAMP, R. (2000): Erfolgreiche Wiederansiedlung des Laubfrosches. LÖBF- Mitteilungen 4: 35-46.
- PELLET, J., HOEHN, S. & PERRIN, N. (2004): Multiscale determinants of tree frog (*Hyla arborea* L.) calling ponds in western Switzerland. Biodiversity and Conservation 13: 2227-2235.
- SCHMIDT, P. & GEIGER, A. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Laubfrosches *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). In: SCHNITZER, 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.

- SY, T. (2004). *Hyla arborea* (LINNAEUS 1758). In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere, Seiten 76-83. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/2. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- TESTER, U. (1990): Artenschützerisch relevante Aspekte zur Ökologie des Laubfrosches (*Hyla arborea* L.). Dissertation Universität Basel Basel: 212 Seiten.
- VOS, C. C., ANTON H. P. STUMPEL (1996): Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). Landscape Ecology 11: 203-214.
- ZAHN, A. & NIEDERMEIER, U. (2003): Fressen - Graben - Mähen. Artenhilfsmaßnahmen für Wechselkröte, Gelbbauchunke und Laubfrosch im Unteren Inntal. Bund Naturschutz in Bayern e. V., Kreisgruppe Mühlendorf: 27 Seiten.

Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling – *Maculinea nausithous*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	3, gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings ist ein Bestand des Großen Wiesenknopfes (*Sanguisorba officinalis*) in Kombination mit einem Vorkommen der Wirtsameisen (vorwiegend *Myrmica rubra*, daneben auch *M. scabrinodis*), für den durch den Nachweis von mehr als einem Falter der Art in einem der letzten Jahre die Eignung als Vermehrungshabitat belegt oder zumindest wahrscheinlich ist.

Demnach stellen einzelne, extensiv genutzte Wiesen oder Weiden, junge Wiesenbrachen und Saumstrukturen mit Vorkommen von Wirtspflanze und -ameise oder ein zusammenhängender Komplex solcher Flächen Fortpflanzungsstätten der Art dar. Dabei ist es für die Einstufung als Fortpflanzungsstätte unerheblich, ob es durch eine landwirtschaftliche Nutzung, die nicht an die Ökologie der Art angepasst ist, regelmäßig zum teilweisen oder auch gelegentlich zum vollständigen Verlust des Fortpflanzungserfolges in der Fortpflanzungsstätte kommt.

LEOPOLD (2004) beschreibt die Fortpflanzungsstätte des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings als wenig gedüngte und in der Vegetationsperiode nicht überschwemmte, mosaikhafte Grünland-Komplexe mit regelmäßig eingestreuten Frischwiesenbrachen und Mähwiesen sowie extensiv genutzten Graben- und Dammsystemen mit regelmäßigem Vorkommen von Wirtspflanze und -ameisen (Pfeifengras-, Brenndolden-, Großseggen-, Kohldistel-, Kohldistel-Glatthafer-, Wiesenknopf-Silgen-, Silgen-Glatthafer- und Wiesenknopf-Glatthaferwiesen).

Innerhalb der so beschriebenen Bestände der Wirtspflanze findet mit Paarung, Eiablage, Larvalentwicklung, Überwinterung als Larve im Ameisennest und Verpuppung der gesamte Fortpflanzungszyklus der Art statt.

In besonderen Fällen, z. B. bei Vorkommen der Art an Hochwasserdämmen, kann das Vorkommen der Wirtspflanze räumlich von dem der Ameisen getrennt sein, wobei der Abstand zwischen Pflanze und Ameisennest nur wenige Meter beträgt.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Weitere für die Funktion der Fortpflanzungsstätte essenzielle Teilhabitate sind nicht bekannt.

Die Art lebt allerdings in Metapopulationen und ist daher mittel- bis langfristig auf einen Individuenaustausch zwischen den einzelnen Fortpflanzungsstätten oder auf eine Wiederbesiedlung von Habitaten nach dem Erlöschen einer Teilpopulation angewiesen. Ein Mindestmaß an Landschaftsstrukturen, die Dispersionsflüge der Falter ermöglichen, ist daher für den langfristigen Erhalt des Vorkommens erforderlich (BINZENHÖFER & SETTELE 2000; GEIBLER-STROBEL 1999, 2000; SETTELE 1999; SETTELE et al. 2005; STETTNER et al. 2001), so dass in bestimmten Fällen auch essenzielle Flugkorridore vorstellbar sind. Die Barrierewirkung eines Infrastrukturprojektes, das nur abseits der Fortpflanzungsstätten die Dispersionsflüge der

Falter behindert, führt jedoch nicht zwingend zu einer unmittelbaren Schädigung der Fortpflanzungsstätte und sollte daher auch unter dem Verbotstatbestand der Störung unter Bezug auf den Erhaltungszustand der lokalen Population geprüft werden.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Die Ruhestätte des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings entspricht räumlich der Fortpflanzungsstätte (LEOPOLD 2004). Als Schlafplatz der Falter dienen vor allem die Wiesenknopf-Pflanzen (EBERT & RENNWALD 1993). Da die Larval- und Puppenphase laut Definition dem Fortpflanzungszyklus zugerechnet wird, wird das Ameisennest als Aufenthaltsort der Larven und Puppen als Fortpflanzungs- und nicht als Ruhestätte angesehen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die lokale Individuengemeinschaft des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings umfasst neben dem Bestand der einzelnen Fortpflanzungs- bzw. Ruhestätte auch die Vorkommen benachbarter Vermehrungshabitate, die jeweils nicht mehr als 300-400 m voneinander entfernt sind (BINZENHÖFER & SETTELE 2000; GEIßLER-STROBEL 1999, 2000; SETTELE 1999; SETTELE et al. 2005; STETTNER et al. 2001) und zwischen denen keine gravierenden Ausbreitungshindernisse liegen (stark befahrene Straßen, Ortslagen, o. ä.). Die Größe der lokalen Individuengemeinschaft hängt demnach von der Verteilung der einzelnen Vermehrungshabitate im Raum ab. Dieser räumliche Zusammenhang ist für die betroffene Fortpflanzungs- oder Ruhestätte insofern von hoher Bedeutung, als viele Vorkommen der Art der Gefährdung durch wechselnde und in vielen Jahren unangepasste landwirtschaftliche Nutzung unterliegen. Daher ist eine kleinräumige Dynamik der Besiedlung nah benachbarter Vermehrungshabitate als typisch anzusehen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Zur Erfassung der Bestandsgröße eines Vorkommens des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings werden in der landschaftsökologischen Praxis bevorzugt Zählungen der Falter an mehreren Terminen während der Hauptflugzeit durchgeführt. Ob dabei die Zählungen auf der gesamten Fläche des Wiesenknopfbestandes oder entlang repräsentativer linearer Transekte erfolgen, hängt von der Dichte des Bestandes und dem Zuschnitt der Untersuchungsflächen ab. Genauere Daten zur Größe der Teilpopulationen sind durch Fang-Wiederauffang-Studien zu erhalten, die jedoch als Standardmethode wegen des hohen Aufwandes in der Landschaftsplanung nicht zu etablieren sein dürften (BRÄU 2001).

Die Abschätzung der Populationsgröße anhand der Erfassung von Präimaginalstadien hat unter bestimmten Bedingungen Vorteile (HERMANN 1999), da zum Beispiel der reproduktive Output der aktuellen Generation ermittelt wird und nicht, wie bei der Falterzählung, der der vorigen Generation. Diese Erfassungsmethode kann jedoch nicht generell empfohlen werden, da sie unter anderem den Nachteil hat, dass weder die Eier noch die Junglarven des Dunkeln

von denen des Hellen Wiesenknopf-Ameisenbläulings ausreichend sicher unterschieden werden können (PFEIFER et al. 2004).

Habitat

Wesentliche Parameter der Habitatqualität sind Umfang und Dichte der Vorkommen des Großen Wiesenknopfs und der Wirtsameise *Myrmica rubra*. Wenn Daten zum Vorkommen der Wirtspflanze nicht vorliegen und auch im Rahmen einer Biotopkartierung nicht erhoben wurden, empfiehlt sich eine differenzierte Kartierung der geeigneten Grünlandbestände vor der Flugzeit des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (BRÄU 2001). Die zusätzliche Erfassung des Vorkommens und der Nestdichte der Wirtsameisen durch Köderfang ist insbesondere dann erforderlich, wenn bekannte Bestände des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings ohne ansonsten erkennbaren Grund deutlich abnehmen oder wenn Flächen auf ihre Eignung als Maßnahmenfläche zu überprüfen sind.

Gefährdung

Als Hauptgefährdungsursachen sind zu nennen: Düngung, mehrschürige Nutzung feuchter Wiesen (v. a. Mahd zwischen Juli und Mitte September), Trockenlegung, Einsatz schwerer Maschinen und intensive Beweidung (Bodenverdichtungen schädigen die Wirtsameisen), Herbizideinsatz, Grünlandumbruch, ungünstige Bewirtschaftung von Gräben und deren Randstreifen (Grabenräumung, Verbuschung, Sommermahd), Nutzungsaufgabe (LEOPOLD 2004). Im Rahmen der Begehungen zur Kartierung der Bestände des Großen Wiesenknopfs und zur Erfassung der Falter sowie bei einer zusätzlichen Begehung nach der Abschluss der oberirdischen Entwicklungsphase etwa Mitte September sollte jeweils die aktuelle landwirtschaftliche Nutzung der Flächen dokumentiert werden (HESSEN-FORST FIV - NATURSCHUTZDATEN 2006).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Anpassung der Grünlandnutzung

1.a Maßnahmenbeschreibung

Die bisher bereits extensiv erfolgende Nutzung der Fläche als Mähwiese oder Mähweide wird an die oberirdische Entwicklungszeit der Art angepasst. Dabei sind die Empfehlungen von STETTNER et al. (2008) zu beachten und ggf. Anpassungen an regionale Besonderheiten der Phänologie der Art vorzunehmen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche grenzt an betroffene Habitate der Art an oder ist nah benachbart (bis max. ca. 200 m Abstand). Es sind keine Barrieren wie Wald, Siedlung oder stark befahrene Straßen vorhanden. Von der selbständigen Wieder- bzw. Neubesiedlung durch die Falter kann dann ausgegangen werden.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Standort ist eine Frisch- bis Feuchtwiese mit Vorkommen von Großem Wiesenknopf und *Myrmica rubra* (Vorkommen der Ameise durch Köderfang prüfen!).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es sind ein bis zwei Jahre für die Optimierung der Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen und zusätzlich zwei bis drei Jahre für die spontane Besiedlung durch die Falter anzusetzen. Diese Maßnahme ist also innerhalb von drei bis fünf Jahren wirksam. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Von STETTMER et al. (2008) u. a. werden Pflegeempfehlungen für das Management von Ameisenbläulingen gegeben, die auf dem Bestandsmonitoring unter kontrollierten Nutzungsbedingungen basieren. Auf der Basis dieser Kenntnisse der Reaktion der Art auf bestimmte Nutzungsbedingungen und weiterer positiver Experteneinschätzungen (AG INSEKTEN 2008) hat diese Maßnahme eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit.

1.f Zielkonflikte

Es besteht oft ein Zielkonflikt mit der Landwirtschaft, der durch die vertragliche Vereinbarung von Ausgleichszahlungen zu lösen ist.

1.g Risikomanagement

Da es zu dieser Maßnahme nur wenige dokumentierte Effizienzkontrollen der langfristigen Entwicklung gibt (LANGE et al. 2000), ist generell ein begleitendes Monitoring des Bestandes und der landwirtschaftlichen Nutzung vorzusehen. Im Rahmen des Risikomanagements sollte die Möglichkeit zur Anpassung der Nutzungshäufigkeit, -termine und -intensität gegeben sein.

1.h Weitere Anmerkungen

Eine dauerhafte Pflege/Nutzung nach einem abgestimmten Pflege-/Nutzungskonzept, das die regionalen Bedingungen berücksichtigen muss, ist erforderlich. Für den Erhalt und die Förderung der Art reicht vielfach eine jährliche Herbstmahd Mitte September. Für den Erhalt einer artenreichen Wiesengesellschaft sollte gelegentlich eine zusätzliche Frühmahd im Juni erfolgen. Eine solche Frühmahd sollte regelmäßig auf Standorten mit mäßiger bis mittelhoher Produktivität durchgeführt werden. Optimal ist ein zeitlich-räumliches Nutzungsmosaik benachbarter Habitate (LANGE et al. 2000; LANGE & WENZEL 2004; SETTELE et al. 2004; STETTMER et al. 2008).

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzen Entwicklungsdauer ergibt sich eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Wiederaufnahme der extensiven Grünlandnutzung auf Brache

2.a Maßnahmenbeschreibung

Die extensive Nutzung einer Grünlandbrache als Mähwiese, Mähweide oder Weide wird unter Berücksichtigung der oberirdischen Entwicklungszeit der Art wieder aufgenommen (s.

Maßnahme 1).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Standort ist eine brachliegende Frisch- bis Feuchtwiese mit noch ausreichendem Vorkommen von Großem Wiesenknopf und *Myrmica rubra* (Vorkommen der Ameise durch Köderfang prüfen!).

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Von STETTMER et al. (2008) u. a. werden Pflegeempfehlungen für das Management von Ameisenbläulingen gegeben, die auf dem Bestandsmonitoring unter kontrollierten Nutzungsbedingungen basieren. Auf der Basis dieser Kenntnisse der Reaktion der Art auf bestimmte Nutzungsbedingungen und weiterer positiver Experteneinschätzungen (AG INSEKTEN 2008) hat diese Maßnahme eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzen Entwicklungsdauer ergibt sich eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Extensivierung der bisherigen intensiven Nutzung

3.a Maßnahmenbeschreibung

Die bisherige intensive Nutzung als Mähwiese, Mähweide oder Weide wird durch Reduzierung der Mahdtermine bzw. Besatzdichten, Verzicht auf Dünger, Pflanzenschutzmittel und Bodenbearbeitung sowie Anpassung der Nutzung an die oberirdische Entwicklungszeit der Art extensiviert (s. Maßnahme 1). Zur Förderung der Vorkommen der Wirtsameise werden abwechselnd alle zwei Jahre gemähte Saumstreifen eingerichtet.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die grundsätzlichen Eigenschaften eines Vermehrungshabitates des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings (Frisch- bis Feuchtwiesen-Standort mit Restvorkommen von Großem

Wiesenknopf und der Wirtsameisen) müssen trotz bisher intensiver Nutzung der Fläche noch in einem Maße vorhanden sein, das eine Regeneration ausreichender Bestände von Großem Wiesenknopf und der Wirtsameisen innerhalb von drei bis vier Jahren erlaubt.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es sind drei bis vier Jahre für die Optimierung der Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen und zusätzlich zwei bis drei Jahre für die spontane Besiedlung durch die Falter anzusetzen. Diese Maßnahme ist also innerhalb von fünf bis sieben Jahren wirksam. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als mittel einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Auf der Basis der guten Kenntnisse zur Ökologie der Art liegen positive Experteneinschätzungen vor (AG INSEKTEN 2008), woraus sich eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme ergibt.

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

3.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt zusammen mit der mittleren Entwicklungsdauer eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

4. Maßnahme: Wieseneinsaat auf Acker

4.a Maßnahmenbeschreibung

Auf einer bisher als Acker genutzten Fläche wird eine Frisch- bis Feuchtwiesenmischung inklusive Großem Wiesenknopf ausgesät bzw. mittels Mahdgutübertragung etabliert. Es erfolgt eine extensive Nutzung als Mähwiese mit Anpassung an die oberirdische Entwicklungszeit der Art (s. Maßnahme 1). Von der spontanen Besiedlung der Fläche durch die Wirtsameise *Myrmica rubra* aus unmittelbar angrenzenden Flächen wird ausgegangen. Zur Förderung der Vorkommen der Wirtsameise werden abwechselnd alle zwei Jahre gemähte Saumstreifen eingerichtet.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Der Standort ist eine ehemalige Frisch- bis Feuchtwiese mit einem standorttypischen Wasserhaushalt. Wirtsameisen-Vorkommen sind in direkt angrenzenden Flächen oder

Säumen vorhanden (Vorkommen durch Köderfang prüfen!).

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Aufgrund der mangelnden Erfahrungen mit dieser Maßnahme kann nicht mit ausreichender Sicherheit davon ausgegangen werden, dass die Etablierung ausreichend dichter und vernetzter Wiesenknopf- und *Myrmica*-Vorkommen in weniger als fünf Jahren erzielt werden kann. Inklusive der Zeitspanne für die spontane Besiedlung durch die Falter ist daher eine Entwicklungsdauer von über fünf bis maximal zehn Jahren anzusetzen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als mittel einzustufen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Zu dieser Maßnahme wurden bisher keine Wirksamkeitskontrollen dokumentiert. Auf der Basis der guten Kenntnisse zur Ökologie der Art und unter Berücksichtigung der Anforderungen an den Maßnahmenstandort liegen positive Experteneinschätzungen vor (AG INSEKTEN 2008), woraus sich eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme ergibt.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

4.g Risikomanagement

Da es zu dieser Maßnahme keine dokumentierten Effizienzkontrollen gibt, ist generell ein begleitendes Monitoring der Bestände der Wirtspflanze, Wirtsameise, Falter und der landwirtschaftlichen Nutzung vorzusehen. Im Rahmen des Risikomanagements sollten Möglichkeiten zur Anpassung der Nutzungshäufigkeit, -termine und -intensität sowie der Durchführung ergänzender Maßnahmen (wie z. B. Maßnahme 5) gegeben sein.

4.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt zusammen mit der mittleren Entwicklungsdauer eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

5. Maßnahme: Wiesenknopf-Pflanzen einbringen

5.a Maßnahmenbeschreibung

Diese Maßnahme dient der Stärkung von Vorkommen der Eiablage- und Raupennahrungspflanze. Sie ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme sondern kann nur als Ergänzung zu den Maßnahmen 1 bis 3 durchgeführt werden. Es werden in Töpfen vorgezogene Wiesenknopf-Pflanzen gepflanzt und/oder Rhizome des Großen Wiesenknopfes im Herbst/Winter eingebracht und/oder Plaggen von Wiesenknopf-Beständen gewonnen und eingebracht.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1 bis 3. Diese Maßnahme ist als Ergänzung dann zu erwägen, wenn der Große Wiesenknopf auf der Maßnahmenfläche generell zu selten oder nur punktuell gehäuft vorkommt.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

In Abhängigkeit vom Umfang und der Art der Gewinnung des Ausgangsmaterials sind bis zu drei Jahre für die Optimierung der Wiesenknopf-Vorkommen anzusetzen. Die Entwicklungsdauer der Maßnahme selbst ist somit als kurz einzustufen. Sie hängt jedoch auch vom Umfang und der Verteilung der schon vorhandenen Vorkommen der Wirtspflanze und insbesondere der Wirtsameisen ab und ist daher an die Entwicklungsdauer der Maßnahmen 1 bis 3 gebunden, mit denen sie kombiniert wird. Bei der Kombination mit Maßnahme 1 oder 2 ist die Entwicklungsdauer der Maßnahmenkombinationen (Nr. 1+5 oder Nr. 2+5) kurz. Es ist nicht sicher zu prognostizieren, dass die Entwicklungsdauer der Maßnahme 3 (fünf bis sieben Jahre) durch das Einbringen von Wiesenknopf-Pflanzen auf maximal fünf Jahre reduziert werden kann, weshalb diese Maßnahmenkombination (Nr. 3+5) eine mittlere Entwicklungsdauer hat.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Diese Maßnahme wurde bisher kaum durchgeführt und es sind keine Wirksamkeitskontrollen dokumentiert. Auf der Basis der guten Kenntnisse zur Ökologie der Art liegen positive Experteneinschätzungen vor (AG INSEKTEN 2008), woraus sich grundsätzlich eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme ergibt.

5.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

5.g Risikomanagement

Da es zu dieser Maßnahme keine dokumentierten Effizienzkontrollen gibt, ist generell ein begleitendes Monitoring vorzusehen. Im Rahmen eines Risikomanagements sollten Möglichkeiten zur Anpassung der Nutzungshäufigkeit, -termine und -intensität sowie der Durchführung ergänzender Maßnahmen gegeben sein.

5.h Weitere Anmerkungen

Als Ausgangsmaterial für die Vermehrung sollten Wiesenknopf-Pflanzen aus dem betroffenen Habitat verwendet werden.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser ergänzenden Maßnahme ergibt bei Kombination mit Maßnahme 1 oder 2 zusammen mit der kurzen Entwicklungsdauer eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Bei Kombination mit Maßnahme 3 resultiert eine mittlere Eignung.

Eignung der Maßnahme allein: Hoch (keine eigenständige Maßnahme)

Eignung bei Kombination mit Maßnahme 1 oder 2: Hoch

Eignung bei Kombination mit Maßnahme 3: Mittel

6. Maßnahme: Umsiedlung von Faltern

6.a Maßnahmenbeschreibung

Jeweils mehrere männliche und weibliche Falter des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings aus dem vom Eingriff betroffenen Vorkommen werden während mindestens zwei Flugzeiten in optimierte oder neu geschaffene Habitats umgesiedelt. Diese Maßnahme ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme sondern kann nur als Ergänzung zu den Maßnahmen 1 bis 4 durchgeführt werden.

Grundsätzlich wird bei den Maßnahmen 1 bis 4 von einer spontanen Besiedlung durch die Falter von *Maculinea nausithous* ausgegangen. Hier wird geprüft, ob sich die Eignung dieser Maßnahmen durch die zusätzliche Umsiedlung von Faltern steigern lässt.

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1 bis 4.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme wurde bisher nur vereinzelt durchgeführt, wobei in den Niederlanden eine Etablierung einer stabilen Population des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings im dritten Jahr nach der Freilassung der Falter erzielt wurde (WYNHOFF 1998). Zusätzlich ist die Dauer der in den Maßnahmen 1 bis 4 dargestellten Optimierung oder Neuanlage des Habitats anzusetzen. Mangels weiterer Erfahrungen mit dieser Maßnahme ist also nicht mit einer Verkürzung der Entwicklungsdauern der Maßnahmen 1 bis 4 zu rechnen, sondern eher von einer Dauer von über fünf bis zu zehn Jahren auszugehen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als mittel einzustufen.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Abgesehen von dem niederländischen Beispiel (WYNHOFF 1998) ist kein weiterer hinreichender Wirksamkeitsbeleg bekannt. Der Expertenworkshop in Hannover hat die Unsicherheit betont, wie die genügende Aufenthaltsdauer der umgesiedelten Falter im Zielhabitat erreicht werden kann. Die Eignung von Enclosures (z. B. Party-Pavillons mit Gazewänden) wurde bezweifelt (AG INSEKTEN 2008). Zusammenfassend kann die Erfolgswahrscheinlichkeit daher nur als mittel eingestuft werden.

6.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

6.g Risikomanagement

Ein Risikomanagement mit einem Monitoring des Bestandes ist grundsätzlich erforderlich.

6.h Weitere Anmerkungen

Das vom Eingriff betroffene Vorkommen des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings muss ausreichend groß sein, um mehrfach die zur Umsiedlung erforderlichen Individuen bereit zu stellen. Ggf. ist eine Stärkung des Vorkommens durch die Anpassung der Nutzung an die oberirdische Entwicklungszeit der Art zu gewährleisten.

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit und die angenommene mittlere Entwicklungsdauer ergeben eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Eine Steigerung der Eignungen der Maßnahmen 1 bis 4 ist auf der Basis der bisherigen Kenntnisse durch die zusätzliche Umsiedlung der Falter nicht zu erzielen.

Eignung: Gering

Fazit

Die Möglichkeiten zur Bewahrung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen hängen im Wesentlichen von den Standortqualitäten und Nutzungshistorien der im angrenzenden Raum vorhandenen Grünlandbiotope ab, da dadurch bestimmt wird, ob überhaupt, in welchem Umfang und wie schnell Ausgleichshabitate entwickelt werden können.

Sind Frisch- bis Feuchtwiesen-Standorte mit Rest-Vorkommen von Großem Wiesenknopf und *Myrmica rubra* in der unmittelbaren Umgebung der betroffenen Lebensstätte vorhanden, so sind vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen mit hoher Eignung für den Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläuling durchführbar.

Literaturverzeichnis

- AG INSEKTEN (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Insekten, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- BINZENHÖFER, B. & SETTELE, J. (2000): Vergleichende autökologische Untersuchungen an *Maculinea nausithous* Bergstr. und *Maculinea teleius* Bergstr. (Lepidoptera, Lycaenidae) im nördlichen Steigerwald. UFZ-Bericht 2/2000: 1-98.
- BRÄU, M. (2001): Dunkler Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche nausithous*) und Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Glaucopsyche teleius*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten - Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie, Seiten 384-393. Angewandte Landschaftsökologie. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1993): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 535 Seiten.
- GEIBLER-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.
- GEIBLER-STROBEL, S. (2000): Autökologische Untersuchungen zu *Glaucopsyche (Maculinea) nausithous* (Bergsträsser, [1779])(Lep.: Lycaenidae) im Filderraum bei Stuttgart. UFZ-Bericht 1: 1-72.
- HERMANN, G. (1999): Methoden der qualitativen Erfassung von Tagfaltern. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.). Die Tagfalter Deutschlands, Seiten 124-143. Stuttgart.

- HESSEN-FORST FIV-NATURSCHUTZDATEN (2006): Leitfaden zur Erstellung der Gutachten zum FFH-Monitoring (Grunddatenerhebung/Berichtspflicht), Bereich Arten des Anhangs II, Stand: 12. April 2006. Unveröffentlichter Leitfaden. 42 Seiten.
- 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: 27-31.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- PFEIFER, M. A., GLINKA, U. & SETTELE, J. (2004): Die Schätzung von Populationsgrößen bei Tagfaltern anhand von Präimaginalstadien am Beispiel von Ameisenbläulingen (Lepidoptera: Lycaenidae: *Maculinea*). Mainzer naturwissenschaftliches Archiv: 225-244.
- SETTELE, J. (1999): Isolation und Metapopulation. In: KONOLD, W., BÖCKER, R. & HAMPICKE, U. (Hrsg.). Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege, Seiten 1-14. II - 5.2. ecomed, Landsberg.
- 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.
- SETTELE, J., KÜHN, E. & THOMAS, J. A. (2005): Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe - Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* Butterflies as a Model. Pensoft, Sofia, 289 Seiten.
- STETTNER, 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.
- STETTNER, 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.
- WYNHOFF, I. (1998): Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. Journal of Insect Conservation 2: 47-57.

Thymian-Ameisenbläuling² – *Maculinea arion*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte des Thymian-Ameisenbläulings sind einzelne Magerrasenflächen oder - falls vorhanden - ganze Komplexe benachbarter Magerrasenflächen, die jeweils besonnte Bestände von Arznei-Thymian (*Thymus pulegioides*) oder Gewöhnlichem Dost (*Origanum vulgare*) in Kombination mit Vorkommen der Hauptwirtsameise *Myrmica sabuleti* aufweisen. Die konkrete räumliche Abgrenzung muss im Einzelfall erfolgen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Weitere für die Funktion der Fortpflanzungsstätte essenzielle Teilhabitate sind nicht bekannt.

Die Art lebt allerdings in Metapopulationen und ist daher mittel- bis langfristig auf einen Individuenaustausch zwischen den einzelnen Fortpflanzungsstätten oder auf eine Wiederbesiedlung von Habitaten nach dem Erlöschen einer Teilpopulation angewiesen. Ein Mindestmaß an Landschaftsstrukturen, die Dispersionsflüge der Falter ermöglichen, ist daher für den langfristigen Erhalt des Vorkommens erforderlich (SETTELE et al. 2005), so dass in bestimmten Fällen auch essenzielle Flugkorridore vorstellbar sind. Die Barrierewirkung eines Infrastrukturprojektes, das nur abseits der Fortpflanzungsstätten die Dispersionsflüge der Falter behindert, führt jedoch nicht zwingend zu einer unmittelbaren Schädigung der Fortpflanzungsstätte und sollte daher auch unter dem Verbotstatbestand der Störung unter Bezug auf den Erhaltungszustand der lokalen Population geprüft werden.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Die Ruhestätte des Thymian-Ameisenbläulings entspricht räumlich der Fortpflanzungsstätte. Als Schlafplatz der Falter dienen vermutlich dichter bewachsene Magerrasenbereiche oder Säume innerhalb der Magerrasenkomplexe (LEOPOLD 2004). Da die Larval- und Puppenphase laut Definition dem Fortpflanzungszyklus zugerechnet wird, wird das Ameisennest als Aufenthaltsort der Larven und Puppen als Fortpflanzungs- und nicht als Ruhestätte angesehen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

-

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Die lokale Individuengemeinschaft des Thymian-Ameisenbläulings umfasst neben dem Bestand der einzelnen Fortpflanzungs- bzw. Ruhestätte auch die Vorkommen benachbarter

² Als deutscher Name wird auch Quendel-Ameisenbläuling oder Schwarzfleckiger Ameisenbläuling verwendet.

Vermehrungshabitate, die jeweils nicht mehr als ca. 350 m³ voneinander entfernt sind (GRUPP 2009) und zwischen denen keine gravierenden Ausbreitungshindernisse liegen (stark befahrene Straßen, Ortslagen, o. ä.). Die Größe der lokalen Individuengemeinschaft hängt demnach von der Verteilung der einzelnen Vermehrungshabitate im Raum ab. Dieser räumliche Zusammenhang ist für die betroffene Fortpflanzungs- oder Ruhestätte insofern von hoher Bedeutung, als viele Vorkommen der Art der Gefährdung durch Wechsel in der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Zur Erfassung der Bestandsgröße eines Vorkommens des Thymian-Ameisenbläulings werden in der landschaftsökologischen Praxis bevorzugt Zählungen der Falter an mehreren Terminen während der Hauptflugzeit zwischen Ende Juni und Mitte August durchgeführt. Da der Thymian-Ameisenbläuling oft nur in geringer Individuenzahl auftritt und auch nicht in jedem Jahr nachweisbar ist, sollten die Erfassungen auf der gesamten Fläche des Magerrasenkomplexes und in mehreren aufeinander folgenden Jahren durchgeführt werden. Genauere Daten zur Größe der Teilpopulationen sind durch Fang-Wiederauffang-Studien zu erhalten, die jedoch als Standardmethode wegen des hohen Aufwandes in der Landschaftsplanung nicht zu etablieren sein dürften.

Die Abschätzung der Populationsgröße anhand der Erfassung von Präimaginalstadien - hier die Suche nach den Eiern, Eihüllen und Junglarven in den Blütenköpfchen der Thymianpflanzen ab Anfang August - hat unter bestimmten Bedingungen (kleine Populationen, ungünstige Witterung) Vorteile (HERMANN 1999, 2006). PAULER et al. (1995) empfehlen die Suche vor allem an solitären Blütenständen großer Pflanzen.

Habitat

LEOPOLD (2004) beschreibt die Fortpflanzungsstätte des Thymian-Ameisenbläulings als großflächig schütter bewachsene (nährstoffarme), kurzrasige, warmtrockene (meist südexponierte) Kalkmagerrasen-Hänge in Wärmegebieten des Flach- und Hügellandes; in Süddeutschland auch weniger schütterer Halbtrockenrasen und Wärmesäume auf Kalk oder Silikat.

Innerhalb der so beschriebenen Magerrasenkomplexe befinden sich alle Habitatelemente, die für den Fortpflanzungszyklus der Art beansprucht werden. Die Paarung findet an blütenreichen Magerrasenstellen oder Säumen sowie an Staudenfluren an den Hangfüßen statt. Für die Eiablage und frühe Larvalentwicklung werden Blütenstände vollbesonnener *Thymus*- oder *Origanum*-Pflanzen an lückigen, trockenheißen Wuchsorten mit größeren Beständen der Wirtsameise meist schafbeweideter Magerrasen benötigt. Der zweite Teil der Larvalentwicklung, die Überwinterung und die Verpuppung finden in den Nestern der Wirtsameise in wärmebegünstigten, lockerrasigen, unverfilzten, aber nicht zu heißen Magerrasenbereichen statt (DREWS & PRETSCHER 2003; EBERT & RENNWALD 1993; MOUQUET et al. 2005; PAULER et al. 1995; SETTELE et al. 1999; THOMAS 2002).

Wesentliche Parameter der Habitatqualität sind daher Umfang und Dichte der Vorkommen der Wirtspflanzen und der Wirtsameise *Myrmica sabuleti* in standörtlich geeigneten Mager-

³ Einzelne Falter wurden in deutlich größerer Entfernung wiedergefangen (1,5-1,9 km, GRUPP 2009). In der Pfalz wurden Falter der Art regelmäßig im Umkreis von 2 km um ein größeres Vorkommen beobachtet (ELLER 2007).

rasenbereichen. Wenn Daten zum Vorkommen der Wirtspflanzen nicht vorliegen und auch im Rahmen einer Biotopkartierung nicht erhoben wurden, empfiehlt sich eine differenzierte Kartierung der geeigneten Magerrasenflächen vor der Flugzeit des Thymian-Ameisenbläulings. Die zusätzliche Erfassung des Vorkommens und der Nestdichte der Wirtsameisen durch Köderfang ist insbesondere dann erforderlich, wenn bekannte Bestände des Thymian-Ameisenbläulings ohne ansonsten erkennbaren Grund deutlich abnehmen oder wenn Flächen auf ihre Eignung als Maßnahmenfläche zu überprüfen sind.

Gefährdung

Als Hauptgefährdungsursachen sind zu nennen: Düngung oder Pestizideinsatz in den Larvalhabitaten, Nutzungsaufgabe oder -reduktion mit nachfolgender Verfilzung, Verbuschung und Wiederbewaldung, Umwandlung in reine Mahdsysteme, Standweide- oder Koppelhaltung auf Flächen kleiner als 5 ha über mehr als 4-6 Tagen, Aufforstung (LEOPOLD 2004).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Wiederaufnahme geeigneter Nutzung/Pflege auf verbrachten Magerrasen

1.a Maßnahmenbeschreibung

Die Wiederaufnahme einer geeigneten Nutzung/Pflege auf verbrachten Magerrasen erfolgt durch Beweidung durch Schafe. Verbuschte Teilbereiche werden nachhaltig entbuscht.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt unmittelbar angrenzend an die vom Vorhaben betroffene Fortpflanzungsstätte. Eine Umsiedlung der Falter ist dann nicht erforderlich, da von der selbständigen Wieder- bzw. Neubesiedlung ausgegangen werden kann.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Magerrasen-Standortqualität ist (noch) vorhanden. Es gibt Restbestände von Arznei-Thymian oder Gewöhnlichem Dost und mit diesen überlappende Vorkommen der Wirtsameise *Myrmica sabuleti*. Es besteht keine anderweitige Pflegeverpflichtung. Der größere Teil der betroffenen Fortpflanzungsstätte und damit des Faltervorkommens bleibt vom Eingriff verschont!

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es ist von zwei bis drei Jahren für die Regeneration der Thymian- und *Myrmica*-Vorkommen und von zusätzlich zwei Jahren für die spontane Besiedlung durch die Falter auszugehen. Diese Maßnahme ist also innerhalb von vier bis fünf Jahren wirksam. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Möglichkeiten und Probleme der Förderung von Vorkommen des Thymian-Ameisenbläulings bzw. der Wirtsameise wurden mehrfach in der Fachliteratur erörtert (ELMES &

THOMAS 1992; ELMES et al. 1998; MOUQUET et al. 2005) und auch im Workshop in Hannover eingehend diskutiert (AG INSEKTEN 2008). Die teilweise kritischen Experteneinschätzungen und die Kenntnislücken bei den artspezifischen Ansprüchen ergeben eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme.

1.f Zielkonflikte

Es besteht oft ein Zielkonflikt mit der Landwirtschaft, der durch die vertragliche Vereinbarung von Ausgleichszahlungen zu lösen ist.

1.g Risikomanagement

Da es zu dieser Maßnahme kaum dokumentierte Effizienzkontrollen der langfristigen Entwicklung gibt, ist generell ein begleitendes Monitoring des Bestandes und der landwirtschaftlichen Nutzung vorzusehen. Im Rahmen des Risikomanagements sollten Möglichkeiten zur Anpassung der Nutzungshäufigkeit, -termine und -intensität gegeben sein.

1.h Weitere Anmerkungen

Eine dauerhafte Pflege/Nutzung nach einem abgestimmten Pflege-/Nutzungskonzept, das die regionalen Bedingungen berücksichtigen muss, ist erforderlich.

Die Erfassung des Vorkommens zum Zweck der Bestandserfassung und der Prüfung der Zielerreichung muss auf der Gesamtfläche, also auf der Restfläche der betroffenen Fortpflanzungsstätte und auf der Maßnahmenfläche, in mehreren aufeinander folgenden Jahren durch mehrfache Begehungen während der Hauptflugzeit erfolgen.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzen Entwicklungsdauer ergibt sich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

2. Maßnahme: Pflanzung von Thymian und/oder Dost

2.a Maßnahmenbeschreibung

Es erfolgt die Pflanzung von Thymian- und/oder Dost-Pflanzen. Diese Maßnahme ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme sondern kann nur als Ergänzung zu Maßnahme 1 durchgeführt werden.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1. Diese Maßnahme wird als Ergänzung erforderlich, wenn auf den in Frage kommenden Maßnahmenflächen die Vorkommen von Thymian und/oder Dost generell zu gering oder nur punktuell konzentriert ausgeprägt sind.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Siehe Maßnahme 1.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Diese Maßnahme wurde bisher kaum durchgeführt und es sind keine Wirksamkeitskontrollen dokumentiert. Die Möglichkeiten und Probleme der Förderung von Vorkommen des Thymian-Ameisenbläulings bzw. der Wirtsameise wurden mehrfach in der Fachliteratur erörtert (ELMES & THOMAS 1992; ELMES et al. 1998; MOUQUET et al. 2005) und auch im Workshop in Hannover eingehend diskutiert (AG INSEKTEN 2008). Andererseits liegen auf der Basis der Kenntnisse zur Ökologie der Art hinsichtlich dieser Maßnahme einzelne positive Experteneinschätzungen vor (AG INSEKTEN 2008). Zusammenfassend ergeben die teilweise kritischen Experteneinschätzungen und die Kenntnislücken eine mittlere Erfolgswahrscheinlichkeit für diese Maßnahme.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1. Als Ausgangsmaterial für die Vermehrung sollten Thymian- und/oder Dost-Pflanzen aus dem betroffenen Habitat verwendet werden.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit und der kurzen Entwicklungsdauer ergibt sich eine mittlere Eignung der Maßnahmenkombination Nr. 1 und 2 als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel (keine eigenständige Maßnahme)

3. Maßnahme: Ansiedlung der Wirtsameise

3.a Maßnahmenbeschreibung

Völker von *Myrmica sabuleti* werden in der Fläche von Maßnahme 1 angesiedelt. Diese Maßnahme ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sondern kann nur als Ergänzung zu Maßnahme 1 durchgeführt werden.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Dauer der Etablierung eines ausreichend großen und stabilen Bestandes von *Myrmica sabuleti* kann nicht genau bezeichnet werden, weshalb von mehr als fünf Jahren auszugehen ist. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als mittel einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Erfahrungen mit der Zucht und Etablierung quantitativ und qualitativ ausreichender Nester von *Myrmica sabuleti* liegen nicht vor. Da sowohl Wirksamkeitsbelege wie auch positive

Experteneinschätzungen fehlen, hat diese Maßnahme nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

3.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

3.h Weitere Anmerkungen

Lokale Anpassungen der Ameisen sind zu erwarten, daher müsste das Ausgangsmaterial für Zuchten aus dem betroffenen Habitat stammen (AG INSEKTEN 2008). Siehe auch bei Maßnahme 1.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die geringe Erfolgswahrscheinlichkeit und die zumindest mittlere Entwicklungsdauer ergeben keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Eine Kombination mit Maßnahme 1 kann daher auch nicht empfohlen werden.

Eignung: Keine

4. Maßnahme: Umsiedlung von Faltern

4.a Maßnahmenbeschreibung

Als Ergänzung zu Maßnahme 1 werden in mehreren Jahren jeweils mehrere Falter des Thymian-Ameisenbläulings in die optimierten oder neu geschaffenen Habitate umgesiedelt. Diese Maßnahme ist nur dann möglich, wenn die Größe des Bestandes der vom Eingriff betroffenen Fläche eine Entnahme mehrerer Falter erlaubt.

Diese Maßnahme ist keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme sondern kann nur als Ergänzung von Maßnahme 1 durchgeführt werden. Bei Maßnahme 1 wird grundsätzlich von einer spontanen Besiedlung durch die Falter des Thymian-Ameisenbläulings ausgegangen. Hier wird dargestellt, ob sich die Eignung von Maßnahme 1 durch die zusätzliche Umsiedlung von Faltern steigern lässt.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Zusätzlich zur Dauer von zwei bis drei Jahren zur Optimierung oder Neuanlage des Habitates sind mehrere Jahre bis zur Etablierung einer vergleichbar stabilen Population des Thymian-Ameisenbläulings anzusetzen. Mangels Erfahrungen mit dieser Maßnahme ist also mit einer Gesamtdauer bis zur Wirksamkeit von über fünf bis zu zehn Jahren zu rechnen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als mittel einzustufen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da der Kenntnisstand lückenhaft ist (AG INSEKTEN 2008; SETTELE & DZIOCK 2001) und positive Experteneinschätzungen fehlen, hat diese Maßnahme nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

4.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

4.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die geringe Erfolgswahrscheinlichkeit und die mittlere Entwicklungsdauer ergeben keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Eine Kombination mit Maßnahme 1 kann daher auch nicht empfohlen werden.

Eignung: Keine

5. Maßnahme: Neuanlage eines Habitates

5.a Maßnahmenbeschreibung

Auf einer bisher als Acker genutzten Teilfläche eines Magerrasenkomplexes wird eine Magerrasenmischung inklusive Thymian- und Dost-Pflanzen ausgesät. Es erfolgt eine angepasste Nutzung als Schafweide.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die bisher als Acker genutzte Teilfläche des Magerrasenkomplexes hat (noch) die Standorteigenschaften eines Magerrasens. Die Wirtsameise kommt in angrenzenden Magerrasenflächen vor.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es ist unbekannt, wie lange die Etablierung stabiler Populationen der Wirtsameisen und des Thymian-Ameisenbläulings auf der Maßnahmenfläche dauert. Daher kann nicht mit ausreichender Sicherheit prognostiziert werden, ob die Wirksamkeit innerhalb des für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen anzustrebenden Zeitrahmens von höchstens zehn Jahren zu erreichen ist (AG INSEKTEN 2008). Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als lange einzustufen.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da bisher keine ausreichend dokumentierten Erfahrungen mit dieser Maßnahme vorliegen und positive Experteneinschätzungen fehlen (AG INSEKTEN 2008), hat diese Maßnahme nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.

5.f Zielkonflikte

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

5.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

5.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die geringe Erfolgswahrscheinlichkeit und die wahrscheinlich lange Entwicklungsdauer ergeben keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

Fazit

Angesichts der oftmals sehr geringen Größe der Teilpopulationen, der Unschärfe der quantitativen Erfassung und der kleinräumigen Lokalisierung der Fortpflanzungsschwerpunkte innerhalb einer Fortpflanzungsstätte sind auch die Maßnahmen mit günstigen Ausgangsbedingungen (direkt benachbart, Magerrasen-Relikt vorhanden) mit Unsicherheiten behaftet, so dass jeweils nur eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme resultiert.

Die Maßnahmen 3 bis 5, die das Einbringen der Wirtsameise, das Umsiedeln von Faltern und die Neuanlage eines Habitates erfordern, sind als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen nicht geeignet, da die Unsicherheiten über die Dauer und den generellen Erfolg zu hoch sind.

Literaturverzeichnis

- AG INSEKTEN (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Insekten, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- DREWS, M. & PRETSCHER, P. (2003): Schmetterlinge (Insecta, Lepidoptera) der FFH-Richtlinie. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 69: 445-542.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (1993): Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band 2: Tagfalter II. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 535 Seiten.
- ELLER, O. (2007): Schwarzfleckiger Ameisenbläuling - *Maculinea arion* (LINNAEUS, 1758). In: Schulte, T., Eller, O., Niehuis, M. & Rennwald, E. (2007): Die Tagfalter der Pfalz, Band 1. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 36: 312-317, Landau.
- ELMES, G. W. & THOMAS, J. A. (1992): Complexity of species conservation in managed habitats: interaction between *Maculinea* butterflies and their ant hosts. *Biodiversity and Conservation* 1: 155-169.
- ELMES, G. W., THOMAS, J. A., WARDLAW, J. C., HOCHBERG, M. E., CLARKE, R. T. & SIMCOX, D. J. (1998): The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation* 2: 67-78.
- GRUPP, R. (2009): Voraussetzungen für das syntope Vorkommen des Bläulings *Maculinea arion* und seiner Wirtsameise *Myrmica sabuleti*. Fallstudie gefährdeter Biodiversität

auf Halbtrockenrasen der Schwäbischen Alb. Dissertation Universität Tübingen, 110
Seiten + Anhang.

- HERMANN, G. (1999): Methoden der qualitativen Erfassung von Tagfaltern. In: SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (Hrsg.). Die Tagfalter Deutschlands, Seiten 124-143. Stuttgart.
- HERMANN, G. (2006): Präimaginalstadien-Suche als Nachweismethode für Tagfalter - Rahmenbedingungen, Chancen, Grenzen. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde 68: 223-231.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MOUQUET, N., THOMAS, J. A., ELMES, G. W., CLARKE, R. T. & HOCHBERG, M. E. (2005): Population dynamics and conservation of a specialized predator: a case study of *Maculinea arion*. Ecological Monographs 75: 525-542.
- PAULER, R., KAULE, G., VERHAAGH, M. & SETTELE, J. (1995): Untersuchungen zur Autökologie des Schwarzgefleckten Ameisenbläulings, *Maculinea arion* (LINNAEUS 1758) (Lepidoptera: Lycaenidae), in Südwestdeutschland. Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo, N. F. 16: 147-186.
- SETTELE, J. & DZIOCK, F. (2001): Auswildern oder abwarten? - Fallstudien zu Tagfaltern. In: E. GOTTSCHALK, BARKOW, A., MÜHLENBERG, M. & SETTELE, J. (Hrsg.). Naturschutz und Verhalten - Internationales Symposium am Zentrum für Naturschutz der Universität Göttingen, Seiten 1-9. UFZ-Bericht. UFZ Leipzig-Halle, Leipzig.
- SETTELE, J., FELDMANN, R. & REINHARDT, R. (1999): Die Tagfalter Deutschlands - Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Ulmer, Stuttgart.
- SETTELE, J., KÜHN, E. & THOMAS, J. A. (2005): Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe - Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: *Maculinea* Butterflies as a Model. Pensoft, Sofia, 289 Seiten.
- THOMAS, J. (2002): Larval niche selection and evening exposure enhance adoption of a predacious social parasite, *Maculinea arion* (large blue butterfly), by *Myrmica* ants. Oecologia 132: 531-537.

Eremit, Juchtenkäfer – *Osmoderma eremita*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Paarung, Eiablage und die gesamte Larval- und Puppenphase des Juchtenkäfers finden in der besiedelten Mulmhöhle eines Baumes statt (LEOPOLD 2004; SCHAFFRATH 2003; STEGNER et al. 2009). Daher ist der Baum mit der besiedelten Höhle als Fortpflanzungsstätte anzusehen. Um diesen herum ist eine Pufferzone von mindestens 20 m einzuhalten. Diese stellt sicher, dass es zu keiner Beeinträchtigung durch Verletzungen der Wurzel, Bodenverdichtung im Wurzelbereich oder Veränderungen der Wasserverfügbarkeit kommt, die den Baum schädigen könnten.

Neben der Besiedlung eines einzelnen Baumes kommt es vor, dass mehrere Bäume in unmittelbarer Nähe zueinander vom Juchtenkäfer besiedelt sind. Aufgrund der schwachen Ausbreitungsfähigkeit des Juchtenkäfers ist in diesem Fall ein Verbund mehrerer Brutbäume im direkten Umfeld für den Bestand überlebensnotwendig (LEOPOLD 2004; SCHAFFRATH 2003), so dass dann der gesamte Verbund der Brutbäume als Fortpflanzungsstätte zu definieren ist. Auch hier sollte bei der Beurteilung von Eingriffswirkungen die oben genannte Pufferzone beachtet werden.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Nahrungshabitate der Imagines sind Saftaustritte an Laubbäumen im Umfeld des Brutbaumes, allerdings nehmen die Tiere nur fakultativ Nahrung auf (LEOPOLD 2004; SCHAFFRATH 2003; STEGNER et al. 2009), weshalb diese Nahrungshabitate nicht im Allgemeinen, sondern nur im Rahmen einer Einzelfallentscheidung als essenzielle Teilhabitate anzusehen sind.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Da auch die adulten Käfer den Baum kaum verlassen und Ruhephasen in der Mulmhöhle verbringen (LEOPOLD 2004; STEGNER et al. 2009), ist der Brutbaum auch die Ruhestätte. Auch hier ist die genannte Pufferzone zur Sicherung des Brutbaumes zu berücksichtigen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Zu den Nahrungshabitaten der Imagines siehe Ausführungen unter Fortpflanzungsstätte.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Nach STEGNER (2006; 2009) sind die Käfer in einem Baum als lokale Population und die Populationen in einem Bestand als Metapopulation anzusehen. Dabei werden aufgrund der geringen Mobilität des Juchtenkäfers alle besiedelten Bäume zu einem Bestand zusammengefasst, die nicht weiter als 500 m voneinander entfernt sind (STEGNER 2006).

Grundsätzlich werden die in einem Baum lebenden Individuen als lokale Individuengemeinschaft betrachtet. Sobald ein räumlich enger Verbund von Brutbäumen existiert, werden die Individuen aller Brutbäume als eine lokale Individuengemeinschaft abgegrenzt.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Der Zustand der Individuengemeinschaft wird auf der Metapopulationsebene anhand der Anzahl besiedelter Bäume beurteilt (STEGNER 2006). Auf Einzelbaumebene wird über den Nachweis von Larven die Reproduktion überprüft (STEGNER 2006). Eine Beurteilung der Populationsgröße anhand der Anzahl der Käfer ist dagegen, vor allem bei kleinen Populationen, nicht sehr zuverlässig, da die Zahl der sich entwickelnden Käfer starken jährlichen Schwankungen unterliegt (SCHAFFRATH 2003; STEGNER et al. 2009). Diese Schwankungen verlaufen zwischen verschiedenen Bäumen asynchron, so dass der Gesamtbestand relativ konstant bleibt (STEGNER et al. 2009). Aufgrund der drei- bis vierjährigen Entwicklungszeit sind zu einer konkreten Beurteilung mehrjährige Untersuchungen nötig (SCHAFFRATH 2003).

Habitat

Die Habitatbeurteilung erfolgt auf Bestandsebene nach der Altersstruktur, dem Kronenschluss und der Anzahl vorhandener potenzieller Brutbäume (STEGNER 2006). Diese wiederum werden nach dem Vorhandensein von Absterbeerscheinungen in der Krone, nach Rindenschäden, Stammdurchmesser und Größe und Lage (Höhe über dem Erdboden) der Höhle(n) beurteilt (STEGNER 2006; STEGNER et al. 2009). SCHAFFRATH (2003) weist darauf hin, dass das Volumen des Mulmmeilers für die Größe einer Population in einem Baum entscheidend ist. Er empfiehlt eine Erfassung dieses Volumens mit Methoden zur Baumstrukturerfassung von Baumsanierungsfirmen (SCHAFFRATH 2003).

Gefährdung

Gefährdungen der Individuengemeinschaften gehen von Schädigungen der Höhlen und damit einhergehenden Mulmverlusten oder Änderungen der Qualität des Mulmes (z. B. durch eindringendes Regenwasser) aus (STEGNER 2006). Darüber hinaus sind Rodungen (alte Waldstandorte, altholzreiche Streuobstwiesen, Einzelbäume bei Straßenverbreiterungen oder zur Wegesicherung), Aufgabe historischer Waldnutzungsformen (v. a. Mittel- und Hutewald, Kopfweiden), Säuberung der Laubholzbestände von Totholz, Lichtmangel durch aufkommenden Jungwuchs, Verinselung, unsachgerechte Baumsanierungsarbeiten, Änderungen der hydrologischen Verhältnisse und dadurch verursachtes Absterben besiedelter oder geeigneter Bäume als Gefährdungen zu nennen (LEOPOLD 2004; SCHAFFRATH 2003; STEGNER et al. 2009)

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Anlage von Mulmhöhlen

1.a Maßnahmenbeschreibung

Geeignet erscheinende Hohlräume in Bäumen werden ausgebohrt und mit Pilzen infiziert. Es wird „frischer“, weißfauler Mulm eingebracht. Gegebenenfalls kann Mulm mit Larven aus vom Eingriff betroffenen Bäumen zugesetzt werden. Dabei ist zu beachten, dass gute Mulmhöhlen ein Volumen von mehr als 50 Litern aufweisen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Standorteignung ist durch das Vorkommen des Juchtenkäfers belegt.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist unklar, wird aber als so lange eingeschätzt (AG INSEKTEN 2008, STEGNER et al. 2009), dass sie den Zeitrahmen übersteigt, der für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen üblicherweise zur Verfügung steht. Es muss also mangels Erfahrung von einer langen Entwicklungsdauer von mehr als zehn Jahren bis zur Wirksamkeit ausgegangen werden.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es gibt zu geringe Kenntnisse über die Ansprüche der adulten Käfer an das Eiablagehabitat und die Parameter, die über Auffinden und Annahme einer Mulmhöhle entscheiden (AG INSEKTEN 2008). STEGNER et al. (2009) halten vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen für den Juchtenkäfer aufgrund der langen Zeiträume und großen Unsicherheiten bezüglich der Erfolgsaussichten derzeit für nicht ausreichend sicher planbar. Die Erfolgswahrscheinlichkeit muss als gering angesehen werden.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind mit Forstwirtschaft und Wegesicherung zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

1.h Weitere Anmerkungen

Diese Maßnahme weist ein hohes Potenzial auf. Sobald die Wirksamkeit dieser Maßnahme durch ihre Erprobung belegt wird, kann sie bei geeigneter Entwicklungsdauer (weniger als fünf Jahre) und großer Erfolgsquote als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme von hoher Eignung empfohlen werden. Ein entsprechendes Forschungsvorhaben wäre dringend erforderlich.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Da der Kenntnisstand lückenhaft ist und positive Experteneinschätzungen fehlen, hat diese Maßnahme nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit. Zusammen mit der wahrscheinlich langen Entwicklungsdauer ergibt sich daraus keine Eignung als vorgezogene

Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

2. Maßnahme: Umsetzen vom Eingriff betroffener Bruthabitate

2.a Maßnahmenbeschreibung

Der Stammabschnitt eines Baumes mit der vom Juchtenkäfer besetzten Bruthöhle wird abgesägt und in ein geeignetes Biotop verbracht. Auf eine ausreichende Länge des Stammabschnittes von mindestens 3-4 m ist zu achten. Der Stammabschnitt wird möglichst senkrecht an einem anderen Baum befestigt.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahmenfläche liegt innerhalb des oben formulierten räumlichen Zusammenhangs der Lebensstätte.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Standorteignung ist durch das Vorkommen des Juchtenkäfers belegt. Die Standortbedingungen an dem Ort, an den der Stammabschnitt versetzt wird, müssen denen am Herkunftsort möglichst ähnlich sein.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist sofort wirksam, da die Fortpflanzungsstätte komplett umgesetzt wird und bei gleichartigen Bedingungen am Zielort keine negative Beeinflussung der umgesetzten Population zu erwarten ist.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es ist sehr wahrscheinlich, dass sich die aktuell in der umgesetzten Bruthöhle vorhandene Larvengeneration erfolgreich entwickelt. Es gibt allerdings zu geringe Kenntnisse zu den Ansprüchen der adulten Käfer an das Eiablagehabitat und die Parameter, die über Auffinden und Annahme einer Mulmhöhle entscheiden (AG INSEKTEN 2008). Daher ist nicht abschätzbar, ob die Käfer am Zielort der Umsetzung geeignete Eiablagehabitats finden und annehmen werden. Der Maßnahme kann somit keine Erfolgswahrscheinlichkeit als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugestanden werden.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind mit Forstwirtschaft und Wegesicherung zu erwarten.

2.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

2.h Weitere Anmerkungen

Diese Maßnahme ist eine Maßnahme zur Vermeidung von Individuenverlusten, jedoch keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Da der Kenntnisstand lückenhaft ist und positive Experteneinschätzungen fehlen, hat diese Maßnahme keine Erfolgswahrscheinlichkeit. Daher besteht trotz der kurzen Entwicklungszeit

keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

Fazit

Für die Beeinträchtigung von Fortpflanzungs- bzw. Ruhestätten des Juchtenkäfers gibt es nach derzeitigem Kenntnisstand keine geeigneten vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen. Dennoch weist Maßnahme 1 ein hohes Potenzial auf, das mittels eines Forschungsvorhabens geklärt werden müsste.

Allgemeine Anmerkungen zu weiteren Maßnahmen:

Eine Neuschaffung eines Habitats (eines älteren Laubbaumbestandes) kommt wegen des hohen Zeitbedarfs als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich nicht in Frage.

Der Erhalt von Altholz in Laubwaldbeständen durch Nutzungsverzicht und/oder Umtriebszeitverlängerung ist zwar langfristig sehr bedeutsam (und ggf. als FCS-Maßnahme nutzbar), aber keine geeignete vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, weil der Nachweis der kurzfristigen Wirksamkeit nicht zu führen ist.

Schutzmaßnahmen wie die Sperrung von Wegen, um die Eigentümer von der Pflicht zur Wegesicherung zu befreien, oder Pflegemaßnahmen im Waldbestand durch Entbuschung oder Entfernung von Jungwuchs (SCHAFFRATH 2003) sichern zwar ein bestehendes Vorkommen, können aber nicht als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme bei Verlusten von Brutbäumen angesehen werden.

Literaturverzeichnis

- AG INSEKTEN (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Insekten, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- SCHAFFRATH, U. (2003): *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763). In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 415-425. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- STEGNER, J. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen des Eremiten *Osmoderma eremita* (SCOPOLI, 1763). 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, Seiten 155-156. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- STEGNER, J., STRZELCZYK, P. & MARTSCHEL, T. (2009): Der Juchtenkäfer (*Osmoderma eremita*) - eine prioritäre Art der FFH-Richtlinie. Handreichung für Naturschutz und Landschaftsplanung. Schönwölkau.

Große Moosjungfer – *Leucorrhinia pectoralis*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Als Fortpflanzungsstätte der Großen Moosjungfer sind aktuell von der Art besiedelte Gewässer inklusive ihrer Randstrukturen (z. B. Röhrichbestände als Ansitz) anzusehen; des Weiteren auch andere potenziell geeignete Gewässer, die mit den aktuell besiedelten einen Gewässerkomplex bilden. Die Abgrenzung dieses Komplexes ist von den örtlichen Gegebenheiten abhängig und kann nicht pauschal vorgenommen werden. Da die Entwicklungszeit der Larven zwei, mitunter auch drei Jahre betragen kann, können auch in einer Untersuchungssaison nicht beflogene Gewässer aktuelle Fortpflanzungsstätten sein. Zum Erhalt der Funktion der Fortpflanzungsstätte ist eine im Einzelfall festzulegende Pufferzone essenziell, die Distanzwirkungen auf die Fortpflanzungsstätte, wie Änderungen des Wasserregimes o. ä, ausschließt.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Regelmäßig genutzte und räumlich limitierte Jagdhabitats der Imagines können weitere essenzielle Teilhabitate im Zusammenhang mit der Fortpflanzungsstätte sein. Diese können in der direkten Umgebung des Entwicklungsgewässers liegen, mitunter werden aber auch Wald- und Heckenränder in größerer Entfernung genutzt. Welcher Umfang an Jagdhabitats der Imagines als essenziell für die Funktion der Fortpflanzungsstätte anzusehen ist, muss im Einzelfall abgeklärt werden.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Ruhestätten der Imagines sind (regelmäßig) genutzte Röhrichbestände, Gehölze und Bäume in Gewässernähe (bis zu ca. 300 m Entfernung, STERNBERG et al. 2000) und im Jagdgebiet. Da die Larvalphase laut Definition dem Fortpflanzungszyklus zugerechnet wird, wird das Entwicklungsgewässer als Aufenthaltsort der Larven als Fortpflanzungs- und nicht als Ruhestätte angesehen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Essenzielle Teilhabitate der Großen Moosjungfer im Zusammenhang mit der Ruhestätte können auch regelmäßig genutzte und räumlich limitierte Jagdhabitats und die während des Reifungsprozesses der Imagines aufgesuchten Gebiete sein. Diese können in der direkten Umgebung des Entwicklungsgewässers liegen, mitunter werden aber auch Wald- und Heckenränder in größerer Entfernung genutzt. Welcher Umfang dieser Habitats der Imagines als essenziell für die Funktion der Ruhestätte anzusehen ist, muss im Einzelfall abgeklärt werden.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Als lokale Individuengemeinschaft sind die Tiere anzusehen, die in dem nach örtlichen Gegebenheiten definierten Gewässerkomplex leben. Liegen mehrere gegeneinander abgrenzbare Gewässerkomplexe nah beieinander (weniger als 1 km voneinander getrennt), so können die in diesen Komplexen lebenden Tiere zu einer lokalen Individuengemeinschaft zusammengefasst werden. Es wird berichtet, dass ein Teil der Imagines in der Reifezeit eine hohe Wanderaktivität zeigt, und es gibt auch Beobachtungen, die nahe legen dass Einzeltiere bis zu 100 km zurückgelegt haben (BLANCKENHAGEN 2008; STERNBERG et al. 2000). Dennoch wird hier davon ausgegangen, dass ein regelmäßiger Austausch zwischen einzelnen Gewässern über mehr als 1 km hinweg nicht stattfindet, so dass dies als Orientierungswert für den räumlichen Zusammenhang einer betroffenen Stätte angesehen wird.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die quantitative Erfassung der Imagines stellt sich meist schwierig dar, da sich die Zahl der an einem Gewässer anwesenden Männchen nach der Zahl der vorhandenen Ansitzwarten richtet und nicht so sehr nach der tatsächlichen Gesamtzahl der Männchen im Gebiet. Ein großer Teil der Population ist damit schwer oder gar nicht nachweisbar (MAUERSBERGER 2001). Eine genauere Methode, die nebenbei auch noch die gelungene Reproduktion am betrachteten Gewässer belegt, ist der Nachweis per Exuvienaufsammlung (MAUERSBERGER 2001; MAUERSBERGER et al. 2006). Erschwert wird die Populationsermittlung auch durch die Tatsache, dass die Fortpflanzungsgewässer häufig in trittempfindlichen Arealen liegen, so dass eine mehrfache Begehung zur Ermittlung der Populationsdichte (z. B. durch Fang-Wiederfang) nicht vertretbar ist (MAUERSBERGER 2001).

Es ist zu bedenken, dass die Art häufig unbeständig auftritt, so dass die Interpretation jährlicher Schwankungen bei Imaginalstichproben erschwert wird (MAUERSBERGER et al. 2006; STERNBERG et al. 2000).

Habitat

Die Große Moosjungfer besiedelt flache, warme, permanente Gewässer mittlerer Sukzessionsstadien. Diese haben meist einen moorigen Untergrund. Die Oberfläche ist durch submerse und Schwimmblattvegetation strukturiert und wird von lockeren Riedstrukturen oder ähnlichem durchbrochen. Die Gewässer müssen fischfrei sein. In Gewässernähe finden sich meist Gebüsche, Baumreihen oder Waldbestände die als Windschutz, Jagdhabitat und Ruhestätte der Imagines dienen. Diese dürfen das Gewässer aber nicht zu stark beschatten (BLANCKENHAGEN 2008; BRAUNER 2006; BUCHWALD & SCHIEL 2002; ENGELSCHALL & HARTMANN 1998; HAACKS & PESCHEL 2007; LEOPOLD 2004; MAUERSBERGER 2003; SCHIEL & BUCHWALD 1998; SCHIEL & BUCHWALD 2001; SCHORR 1990; STERNBERG et al. 2000; WILDERMUTH 2001, 2005; WILDERMUTH 2007).

MAUERSBERGER et al. (2006) beurteilen die Habitatqualität nach der Bedeckung der Gewässer durch Submers- und Schwimmblattvegetation, dem Besonnungsgrad und dem Sukzessionsgrad. Außerdem wird die Intensität der Nutzung in der Umgebung der Gewässer beurteilt.

Eine Mindestgröße für einen geeigneten Gewässerkomplex lässt sich schwer angeben, WILDERMUTH (2007) fordert einen Komplex von 10 bis 15 Gewässern von 10-200 m² Größe. Um indirekte Auswirkungen wie Eutrophierung oder Änderungen des Grundwasserstandes

auszuschließen, muss gegebenenfalls eine Pufferzone um das Gewässer/den Gewässer-komplex berücksichtigt werden. Die Größe dieser Zone muss nach den standörtlichen Gegebenheiten definiert werden.

Gefährdung

Gefährdungen der Großen Moosjungfer bestehen in erster Linie in der Zerstörung oder nachteiligen Veränderung der Fortpflanzungsgewässer. Dazu zählen Eingriffe in den Wasserhaushalt (z. B. durch Absenkung des Grundwasserspiegels), Beschleunigung der Sukzession durch Einträge von Nährstoffen, die Versauerung des Gewässers (*Leucorrhinia pectoralis* ist keine Hochmoorart), Besatz mit Fischen oder eine verstärkte Beschattung. Problematisch ist die Tatsache, dass auch die natürliche Sukzession dazu führt, dass Gewässer früher oder später für die Große Moosjungfer ungeeignet werden. Daher benötigt sie einen Komplex von Gewässern, in dem immer wieder, durch Neubildung oder Rücksetzung der Sukzession, geeignete Gewässer zur Verfügung stehen (BLANCKENHAGEN 2008; BRAUNER 2006; BUCHWALD & SCHIEL 2002; ENGELSCHALL & HARTMANN 1998; HAACKS & PESCHEL 2007; LEOPOLD 2004; MAUERSBERGER 2003; SCHIEL & BUCHWALD 1998; SCHIEL & BUCHWALD 2001; SCHORR 1990; STERNBERG et al. 2000; WILDERMUTH 2001, 2005; WILDERMUTH 2007).

Eine weitere Gefährdung stellt die Zerstörung in Gewässernähe befindlicher Röhrlichzonen und Baumbestände dar, die als Jagdgebiet und/oder Ruhestätte genutzt werden.

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Neuanlage eines Gewässerkomplexes

1.a Maßnahmenbeschreibung

Es wird ein Komplex aus Kleingewässern angelegt. WILDERMUTH (2007) empfiehlt die Anlage von 10 bis 15 Gewässern mit jeweils 10 bis 200 m² Fläche (s. a. Maßnahme 2 „Pflege geeigneter Gewässer“). Die Entwicklung der nötigen Vegetationsstrukturen wird durch Anpflanzung eines schütterten Röhrlichgürtels und das Einbringen submerser Vegetation gefördert. Das dazu benötigte Pflanzenmaterial sollte in einem verträglichen Umfang dem vom Eingriff betroffenen Gewässer entnommen werden, wobei die ökologische Funktion dieses Gewässers für die Art bis zum Eingriffszeitpunkt erhalten bleiben muss.

Grundsätzlich wird die spontane Besiedlung des neuen Gewässerkomplexes durch die Große Moosjungfer erwartet. Zur Absicherung der kurzfristigen Wirksamkeit werden ab der ersten Flugsaison nach Anlage der Gewässer drei Jahre lang von jeweils mehreren ablegebereiten Weibchen der Großen Moosjungfer der vom Eingriff betroffenen Population Eier abgestreift und im neuen Gewässer an geeigneten Stellen verteilt.

Da eine ausreichend große Quell- bzw. Spenderpopulation benötigt wird, ergibt sich als Rahmenbedingung für diese Maßnahme, dass nur kleinere Teile eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Eingriffsvorhaben betroffen sein dürfen (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Neuanlage sollte höchstens 1 km vom betroffenen Gewässer entfernt erfolgen. Zur Unterstützung der spontanen Besiedlung ist eine Vernetzung durch lineare Elemente, wie z. B. einen Bachlauf, wünschenswert.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen günstige Standorteigenschaften für mesotrophe Stillgewässer herrschen (z. B. verlandeter Torfstich). Der Eintrag von Düngemitteln aus unmittelbar angrenzenden intensiv genutzten Flächen oder von Oberflächenabfluss nahe gelegener Straßen ist ebenso auszuschließen wie der Besatz mit Fischen oder Krebsen.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bei der Neuanlage von Gewässern ist davon auszugehen, dass diese im Allgemeinen nicht vor dem zweiten Jahr besiedelt werden, da sich frühestens dann die benötigten Strukturen entwickelt haben. Durch die Anpflanzung eines schütterten Röhrichtgürtels und submerser Vegetation wird eine frühzeitige spontane Besiedlung gefördert. Nach HAACKS & PESCHEL (2007) kann die Besiedlung neuer Habitats schnell und in großer Zahl erfolgen. Die größte Anzahl revierbesitzender Männchen fanden sie an einem vor wenigen Jahren überfluteten Fichtenforst im Salemer Moor (HAACKS & PESCHEL 2007). MAUERSBERGER et al. (2003) berichten, dass in Brandenburg an neu angelegten Gewässern mit günstigen Vegetationsstrukturen nach wenigen Monaten die ersten revierbesitzenden Männchen und nach zwei Jahren die ersten Exuvien auftauchten. Auch BÖNSEL (2006) beschreibt die schnelle Etablierung einer großen Population in einem wiederhergestellten Waldmoor (s. a. Maßnahme 3). Nach WILDERMUTH (2007) hingegen werden neu angelegte Gewässer, auch wenn sie sich in der Nähe bestehender Populationen befinden, nur langsam besiedelt. Hier sind offenbar Faktoren wie Lage, Zahl und Größe potenzieller Spenderpopulationen und die Ausstattung des neu angelegten Gewässers von Bedeutung. Um die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit in einem Zeitraum von maximal fünf Jahren abzusichern, wird daher die spontane Besiedlung durch das mehrfache manuelle Einbringen von Eiern ablegebereiter Weibchen der vom Eingriff betroffenen Population unterstützt. Diese unterstützende Maßnahme entspricht der bei anderen Tierarten auch erfolgreich durchgeführten Umsiedlung von Teilen der betroffenen Vorkommen in neu angelegte Habitats. Grundlegende Voraussetzung sowohl für die spontane Besiedlung des neuen Gewässerkomplexes wie auch für die Gewinnung der Eier ablegebereiter Weibchen der Großen Moosjungfer ist eine ausreichende Größe der Quell- bzw. Spenderpopulation. Andererseits können große Populationen in dem genannten Zeitraum von maximal fünf Jahren nicht mit ausreichender Sicherheit entwickelt werden. Die Maßnahme kann also kurzfristig nur dann erfolgreich sein, wenn nur kleinere Teile eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art durch das Vorhaben betroffen sind. Sobald ein isoliertes Einzelvorkommen vollständig durch das Vorhaben zerstört wird, ist mit einer längeren Entwicklungsdauer zu rechnen. Wenn nämlich das Vorkommen eher klein ist, ließe es sich zwar kurzfristig gut entwickeln, es fehlt dann nur die ausreichend große Quell- bzw. Spenderpopulation für die spontane Besiedlung bzw. ergänzende Umsiedlung. Wenn es ein großes Vorkommen ist, kann die kurzfristige Etablierung einer gleich großen Population im neuen Gewässerkomplex nicht garantiert werden. Bei Vorliegen der oben genannten Voraussetzungen ist also eine kurze Entwicklungszeit denkbar.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Bedürfnisse der Art sind recht gut bekannt und es gibt praktikable Vorschläge zur Schaffung und Pflege von Gewässerkomplexen, die von der Großen Moosjungfer besiedelt sind (BLANCKENHAGEN 2008; BRAUNER 2006; BUCHWALD & SCHIEL 2002; ENGELSCHALL & HARTMANN 1998; HAACKS & PESCHEL 2007; LEOPOLD 2004; MAUERSBERGER 2003; SCHIEL & BUCHWALD 1998; SCHIEL & BUCHWALD 2001; SCHORR 1990; STERNBERG et al. 2000; WILDERMUTH 1986, 2001, 2005; WILDERMUTH 2007). Die Männchen werden zwar als standorttreu beschrieben, aber ein Teil der Population zeigt in der Reifungsphase eine hohe Wanderaktivität und offenbar können auch ungeeignete Strukturen (z. B. Hochwälder) überwunden werden, so dass die Besiedlung neu angelegter Gewässer mitunter recht schnell erfolgt (BÖNSEL 2006; MAUERSBERGER 2003; STERNBERG et al. 2000). Es gibt Beobachtungen, die nahe legen dass Einzeltiere bis zu 100 km zurückgelegt haben (BLANCKENHAGEN 2008; STERNBERG et al. 2000). Aufgrund der zahlreichen und überwiegend positiven Experteneinschätzungen und einzelner Wirksamkeitsbelege wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingestuft. Zum Einbringen von Eiern in neue oder optimierte Habitats liegen bislang keine publizierten Wirksamkeitsbelege vor; diese ergänzende Maßnahme wurde im Rahmen des Experten-Workshops zu vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen in Hannover von den beteiligten Libellenexperten vorgeschlagen.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können auftreten mit Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Angelvereinen und sonstiger Freizeitnutzung.

1.g Risikomanagement

Während der Entwicklungszeit des Gewässers sollten die Wasserchemie, Vegetationsstruktur und der Bestand der Großen Moosjungfer jährlich erfasst werden, um den Umfang der ergänzenden Maßnahmen (Einbringen von Vegetation aus besiedelten Gewässern und Einbringen der Eier) anpassen und ggf. weitere Korrekturmaßnahmen veranlassen zu können.

1.h Weitere Anmerkungen

Der Fortbestand der Art in einer Region kann nur durch die Wiederherstellung einer auf zahlreiche Fortpflanzungsgewässer zugreifenden Metapopulation gesichert werden (BUCHWALD & SCHIEL 2002; SCHIEL & BUCHWALD 2001).

Um auch ein langfristiges Bestehen der Population zu ermöglichen, müssen die Gewässer nach dem Rotationsprinzip gepflegt werden (WILDERMUTH 2001), um Verlandung, Verschilfung und Beschattung durch Gehölze zu verhindern.

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit und die kurze Entwicklungsdauer ergeben eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Neben den Anforderungen an die räumliche Nähe und den Maßnahmenstandort ist als Rahmenbedingung für eine erfolgreiche Umsetzung in maximal fünf Jahren zu beachten, dass nur der kleinere Teil eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Vorhaben betroffen sein darf. Sobald ein isoliertes Einzelvorkommen vollständig durch das Eingriffsprojekt zerstört wird, ist mit einer längeren Entwicklungsdauer zu rechnen, woraus sich dann eine mittlere Eignung der Maßnahme

ergeben würde (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Pflege potenziell geeigneter und aktuell besiedelter Gewässer

2.a Maßnahmenbeschreibung

Geeignet erscheinende Gewässer und solche die entweder aktuell noch besiedelt werden oder von denen eine frühere Besiedlung bekannt ist können durch Entkrautung und Entschlammung aufgewertet werden. Diese Eingriffe sollten nicht in der Flugzeit der Imagines vorgenommen werden, da zumindest die Männchen sonst in dieser Saison ausbleiben. Die Austiefungen sollten von Hand vorgenommen werden und die Ufervegetation teilweise stehen bleiben. Der Abraum wird aus der Gewässernähe entfernt und gegebenenfalls ein Pufferstreifen gegen Auswirkungen benachbarter landwirtschaftlicher Nutzungen eingerichtet (STERNBERG & BUCHWALD 2000). Sinnvollerweise wird ein Komplex mehrerer Gewässer gepflegt (STERNBERG & BUCHWALD 2000; WILDERMUTH 2007). Dies sollten wenigstens 10 bis 15 gut belichtete, fischfreie, mesotrophe, kleine bis mittelgroße Gewässer (10-200 m²) von 0,3-1 m Tiefe sein. Größere Gewässer wären ebenfalls geeignet, bergen aber die Gefahr, zum Fischbesatz zweckentfremdet zu werden. Die besten Voraussetzungen bieten alte, wieder geöffnete Torfstiche früher oder mittlerer Sukzessionsstadien (WILDERMUTH 2007). Damit sich jederzeit einige Gewässer im richtigen Sukzessionsstadium befinden, ist die Pflege nach dem Rotationsmodell vorzunehmen (STERNBERG & BUCHWALD 2000; WILDERMUTH 2001; WILDERMUTH 2007). Dabei wird jeweils ein kleiner Teil der bestehenden Gewässer in der Sukzession zurückgesetzt, während der Rest sich selbst überlassen bleibt. Im Optimalfall bleibt jedes Einzelgewässer so lange unangetastet, bis die Wasseroberfläche vollkommen zugewachsen ist (BUCHWALD & SCHIEL 2002; WILDERMUTH 2001). Durch diese gestaffelte Pflege soll erreicht werden, dass im Gebiet zu jedem Zeitpunkt Gewässer in allen Stadien der Sukzession vorhanden sind.

Zu den bisher genannten Maßnahmen am Gewässer selbst können weitere Maßnahmen im Umfeld hilfreich oder erforderlich sein. So kann der Abtrag eutrophierten Erdreiches in Gewässernähe und die Extensivierung der Landwirtschaft in der Umgebung (Pufferstreifen) notwendig sein, um den Nährstoffeintrag zu reduzieren und damit die Verlandung der Gewässer zu verlangsamen (BLANCKENHAGEN 2008; BUCHWALD & SCHIEL 2002; WILDERMUTH 2001). Außerdem ist die Rodung von Gehölzen zu erwägen, wenn diese eine zu starke Beschattung verursachen (BUCHWALD & SCHIEL 2002; HAACKS & PESCHEL 2007). Dabei ist aber zu beachten, dass gewässernahe Gehölze als Windschutz und eventuell auch Jagdgebiet der Imagines von Bedeutung sind. Um das Zuwachsen des Gewässers zu verhindern, kann unter Umständen auch eine Schilfmahd vonnöten sein (BUCHWALD & SCHIEL 2002). Abraum, entnommenes Pflanzenmaterial und ähnliches sollten zunächst kurzfristig in Gewässernähe zwischengelagert werden, um die Rückwanderung aquatischer Organismen in das Gewässer zu ermöglichen (BLANCKENHAGEN 2008). Letztendlich sollte das Material aber aus der Gewässernähe entfernt werden, um einen Nährstoffrückfluss zu unterbinden (WILDERMUTH 2001; WILDERMUTH 2007).

Bei aktuell nicht durch die Art besiedelten Gewässern werden zur Absicherung der kurzfristigen Wirksamkeit ab der ersten Flugsaison nach der Durchführung der Pflegemaßnahmen drei Jahre lang von jeweils mehreren ablegebereiten Weibchen der Großen Moosjungfer der vom Eingriff betroffenen Population Eier abgestreift und im optimierten Gewässer an

geeigneten Stellen verteilt.

Da eine ausreichend große Quell- bzw. Spenderpopulation benötigt wird, ergibt sich als Rahmenbedingung für diese Maßnahme, dass nur kleinere Teile eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Eingriffsvorhaben betroffen sein dürfen oder dass eine ausreichend umfangreiche aktuelle Besiedlung des Maßnahmengewässers noch gegeben ist (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Wie bei der Neuanlage (Maßnahme 1) sollte das strukturell optimierte Gewässer höchstens 1 km vom betroffenen Gewässer entfernt sein. Zur Unterstützung der spontanen Besiedlung ist eine Vernetzung durch lineare Elemente, wie z. B. einen Bachlauf, wünschenswert.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen günstige Standorteigenschaften für mesotrophe Stillgewässer herrschen (z. B. verlandeter Torfstich). Optimal sind aktuell noch besiedelte Gewässer oder solche, deren Besiedlung durch die Große Moosjungfer in nicht allzu ferner Vergangenheit bekannt ist.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Gestaltung/Erstpflge des Gewässers geht sehr schnell vonstatten. Handelt es sich um ein bereits besiedeltes Gewässer, so wird sich die Wirkung der Maßnahme in ein bis spätestens drei Jahren einstellen. Um die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit in einem Zeitraum von maximal fünf Jahren abzusichern, wird bei aktuell nicht besiedelten Gewässern die spontane Besiedlung durch das mehrfache manuelle Einbringen von Eiern ablegebereiter Weibchen unterstützt. Diese unterstützende Maßnahme entspricht der bei anderen Tierarten auch erfolgreich durchgeführten Umsiedlung von Teilen der betroffenen Vorkommen in neu angelegte Habitate. Es ist von einer kurzen Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit auszugehen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Bedürfnisse der Art sind recht gut bekannt und es gibt praktikable Vorschläge zur Schaffung und Pflege von Gewässerkomplexen, die von der Großen Moosjungfer besiedelt sind (BLANCKENHAGEN 2008; BRAUNER 2006; BUCHWALD & SCHIEL 2002; ENGELSCHALL & HARTMANN 1998; HAACKS & PESCHEL 2007; LEOPOLD 2004; MAUERSBERGER 2003; SCHIEL & BUCHWALD 1998; SCHIEL & BUCHWALD 2001; SCHORR 1990; STERNBERG et al. 2000; WILDERMUTH 1986, 2001, 2005; WILDERMUTH 2007). Die Männchen werden zwar als standorttreu beschrieben, aber ein Teil der Population zeigt in der Reifungsphase eine hohe Wanderaktivität und offenbar können auch ungeeignete Strukturen (z. B. Hochwälder) überwunden werden, so dass die Besiedlung neu zur Verfügung stehender Gewässer mitunter recht schnell erfolgt (BLANCKENHAGEN 2008; BÖNSEL 2006; MAUERSBERGER 2003; STERNBERG et al. 2000). Aufgrund der zahlreichen und überwiegend positiven Experteneinschätzungen und einzelner Wirksamkeitsbelege wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingestuft. Zum Einbringen von Eiern in neue oder optimierte Habitate liegen bislang keine publizierten Wirksamkeitsbelege vor; diese ergänzende Maßnahme wurde im Rahmen des Experten-Workshops zu vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen in Hannover von den beteiligten Libellenexperten vorgeschlagen.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1. Weiterhin ist zu prüfen, ob es nicht zu naturschutzinternen Zielkonflikten hinsichtlich anderer Arten oder Lebensraumtypen kommen kann.

2.g Risikomanagement

Nach der Erstpflge des Gewässers sollten Wasserchemie, Vegetationsstruktur und der Bestand der Großen Moosjungfer jährlich erfasst werden, um den Umfang der ergänzenden Maßnahme (Einbringen der Eier) anpassen und ggf. weitere Korrekturmaßnahmen veranlassen zu können.

2.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit und die kurze Entwicklungsdauer ergeben eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Neben den Anforderungen an die räumliche Nähe und den Maßnahmenstandort ist als Rahmenbedingung für eine erfolgreiche Umsetzung in maximal fünf Jahren zu beachten, dass nur der kleinere Teil eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Vorhaben betroffen sein darf, oder dass eine ausreichend umfangreiche aktuelle Besiedlung des Maßnahmengewässers noch gegeben ist. Sobald ein isoliertes Einzelvorkommen vollständig durch das Eingriffsprojekt zerstört wird, ist mit einer längeren Entwicklungsdauer zu rechnen, woraus sich dann eine mittlere Eignung der Maßnahme ergeben würde (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

Eignung: Hoch

3. Maßnahme: Wiedervernässung entwässerter Moore oder ähnlicher entwässerter Standorte

3.a Maßnahmenbeschreibung

Durch Entwässerung verloren gegangene potenzielle oder bekanntermaßen ehemalige Lebensräume der Großen Moosjungfer werden durch Rückbau, Umbau oder Außerfunktionsetzen von Entwässerungsanlagen wieder aufgewertet. Es ist anzustreben, dass durch diese Maßnahme nicht nur ein Einzelgewässer, sondern ein ganzer Komplex von Kleingewässern geschaffen wird, der dann nach dem Rotationsmodell gepflegt wird (STERNBERG & BUCHWALD 2000; WILDERMUTH 2007) (s. a. Maßnahme 2).

Grundsätzlich wird die spontane Besiedlung des neuen Gewässerkomplexes durch die Große Moosjungfer erwartet. Zur Absicherung der kurzfristigen Wirksamkeit werden ab der ersten Flugsaison nach Anlage der Gewässer drei Jahre lang von jeweils mehreren ablegebereiten Weibchen der Großen Moosjungfer der vom Eingriff betroffenen Population Eier abgestreift und im neuen Gewässer an geeigneten Stellen verteilt.

Da eine ausreichend große Quell- bzw. Spenderpopulation benötigt wird, ergibt sich als Rahmenbedingung für diese Maßnahme, dass nur kleinere Teile eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Eingriffsvorhaben betroffen sein dürfen (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 2.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entfernung oder der Verschluss der Entwässerungsanlagen wird in vielen Fällen schnell durchführbar sein. Die tatsächliche Wiedervernässung wird dann von den standörtlichen Gegebenheiten abhängen, aber sicher auch in vielen Fällen, unter Umständen mit technischer Unterstützung, schnell vonstatten gehen. Es ist davon auszugehen, dass die so geschaffenen Gewässer nicht vor dem zweiten Jahr besiedelt werden, da sich frühestens dann die benötigten Strukturen entwickelt haben. Um die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit in einem Zeitraum von maximal fünf Jahren analog zu Maßnahme 1 abzusichern, wird die spontane Besiedlung durch das mehrfache manuelle Einbringen von Eiern ablegebereiter Weibchen der vom Eingriff betroffenen Population unterstützt. Diese unterstützende Maßnahme entspricht der bei anderen Tierarten auch erfolgreich durchgeführten Umsiedlung von Teilen der betroffenen Vorkommen in neu angelegte Habitats. Es ist von einer kurzen Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit auszugehen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Diese Maßnahme wurde erfolgreich an einem entwässerten Waldmoor in Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt, an dem sich nach der Wiedervernässung überraschend schnell (innerhalb von drei Jahren) durch spontane Besiedlung eine große Population von *Leucorrhinia pectoralis* etabliert hat (BÖNSEL 2006). Von welchen Gewässern im Umkreis des Waldmoores die Besiedlung erfolgte ist unbekannt, allerdings müssen in jedem Fall Hochwaldbereiche überwunden worden sein. BÖNSEL (2006) geht davon aus, dass die Dismigration wahllos und über große Strecken erfolgt. Vergleichbar zu Maßnahme 1 kann aufgrund mehrerer und überwiegend positiver Experteneinschätzungen und einzelner Wirksamkeitsbelege die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingestuft werden.

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

3.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

3.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1.

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit und die kurze Entwicklungsdauer ergeben eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Neben den Anforderungen an die räumliche Nähe und den Maßnahmenstandort ist als Rahmenbedingung für eine erfolgreiche Umsetzung in maximal fünf Jahren zu beachten, dass nur der kleinere Teil eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Vorhaben betroffen sein darf. Sobald ein isoliertes Einzelvorkommen vollständig durch das Eingriffsprojekt zerstört wird, ist mit einer längeren

Entwicklungsdauer zu rechnen, woraus sich dann eine mittlere Eignung der Maßnahme ergeben würde (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

Eignung: Hoch

4. Maßnahme: Entfernung von Fischbesatz

4.a Maßnahmenbeschreibung

Da die Larven von *Leucorrhinia pectoralis* in fischbesetzten Gewässern kaum Überlebenschancen haben, wird aus aktuell noch besiedelten oder potenziell geeigneten Gewässern jeglicher Fischbesatz durch die kombinierte Anwendung mehrerer Fangmethoden entfernt (BRAUNER 2006; BUCHWALD & SCHIEL 2002; HAACKS & PESCHEL 2007; MAUERSBERGER 2003; SCHIEL & BUCHWALD 1998; SCHIEL & BUCHWALD 2001; STERNBERG & BUCHWALD 2000; WILDERMUTH 2001; WILDERMUTH 2007; ZIMMERMANN et al. 2005). Es ist anzustreben, dass ein ganzer Komplex von Kleingewässern leer gefischt bzw. fischfrei gehalten und dann nach dem Rotationsmodell gepflegt wird (STERNBERG & BUCHWALD 2000; WILDERMUTH 2007) (s. a. Maßnahme 2). Das Abfischen ist bei Bedarf über mehrere Jahre hinweg durchzuführen. Ein periodisches gänzlich ablassen des Wassers bei teichartigen Gewässern ist wegen der damit verbundenen Gefährdung der Libellenvorkommen nicht geeignet.

Bei aktuell nicht durch die Art besiedelten Gewässern werden zur Absicherung der kurzfristigen Wirksamkeit ab der ersten Flugsaison nach der Entfernung des Fischbesatzes drei Jahre lang von jeweils mehreren ablegebereiten Weibchen der Großen Moosjungfer der vom Eingriff betroffenen Population Eier abgestreift und im optimierten Gewässer an geeigneten Stellen verteilt.

Da eine ausreichend große Quell- bzw. Spenderpopulation benötigt wird, ergibt sich als Rahmenbedingung für diese Maßnahme, dass nur kleinere Teile eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Eingriffsvorhaben betroffen sein dürfen, oder dass eine ausreichend umfangreiche aktuelle Besiedlung des Maßnahmengewässers noch gegeben ist (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 2.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 2. Eine erfolgreiche Durchführung dieser Maßnahme ist wahrscheinlich nur bei kleinen Gewässern mit bis zu 100 m² Oberfläche zu erwarten.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Reduktion des Fischbestandes ist schnell durchführbar, eine komplette Entfernung wird meist eine mehrfache Wiederholung erforderlich machen. Handelt es sich um ein bereits besiedeltes Gewässer, so wird sich die Wirkung der Maßnahme schnell einstellen. Um die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit in einem Zeitraum von maximal fünf Jahren abzusichern, wird bei aktuell nicht besiedelten Gewässern die spontane Besiedlung durch das mehrfache manuelle Einbringen von Eiern ablegebereiter Weibchen unterstützt. Diese unterstützende Maßnahme entspricht der bei anderen Tierarten auch erfolgreich durchgeführten Umsiedlung von Teilen der betroffenen Vorkommen in neu angelegte Habitats. Es ist von einer kurzen Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit auszugehen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Bedürfnisse der Art sind recht gut bekannt und es gibt praktikable Vorschläge zur Schaffung und Pflege von Gewässerkomplexen, die von der Großen Moosjungfer besiedelt sind (BLANCKENHAGEN 2008; BRAUNER 2006; BUCHWALD & SCHIEL 2002; ENGELSCHALL & HARTMANN 1998; HAACKS & PESCHEL 2007; LEOPOLD 2004; MAUERSBERGER 2003; SCHIEL & BUCHWALD 1998; SCHIEL & BUCHWALD 2001; SCHORR 1990; STERNBERG et al. 2000; WILDERMUTH 1986, 2001, 2005; WILDERMUTH 2007). Die Männchen werden zwar als standorttreu beschrieben, aber ein Teil der Population zeigt in der Reifungsphase eine hohe Wanderaktivität und offenbar können auch ungeeignete Strukturen (z. B. Hochwälder) überwunden werden, so dass die Besiedlung neu zur Verfügung stehender Gewässer mitunter recht schnell erfolgt (BLANCKENHAGEN 2008; BÖNSEL 2006; MAUERSBERGER 2003; STERNBERG et al. 2000). Aufgrund der zahlreichen und überwiegend positiven Experteneinschätzungen und einzelner Wirksamkeitsbelege wird die Erfolgswahrscheinlichkeit als hoch eingestuft. Zum Einbringen von Eiern in neue oder optimierte Habitate liegen bislang keine publizierten Wirksamkeitsbelege vor; diese ergänzende Maßnahme wurde im Rahmen des Experten-Workshops zu vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen in Hannover von den beteiligten Libellenexperten vorgeschlagen.

4.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1. Weiterhin ist zu prüfen, ob es nicht zu naturschutzinternen Zielkonflikten hinsichtlich anderer Arten oder Lebensraumtypen kommen kann.

4.g Risikomanagement

Nach der ersten Abfischung des Gewässers sollten der Fischbestand und der Bestand der Großen Moosjungfer jährlich erfasst werden, um den Umfang ergänzender Maßnahmen (weiteres Abfischen, Einbringen der Eier) anpassen und ggf. weitere Korrekturmaßnahmen veranlassen zu können.

4.h Weitere Anmerkungen

Siehe Maßnahme 1. Erneuter Besatz mit Fischen ist zu verhindern.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit und die kurze Entwicklungsdauer ergeben eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Neben den Anforderungen an die räumliche Nähe und den Maßnahmenstandort ist als Rahmenbedingung für eine erfolgreiche Umsetzung in maximal fünf Jahren zu beachten, dass nur der kleinere Teil eines Gewässerkomplexes mit mehreren Vorkommen der Art im räumlichen Zusammenhang durch das Vorhaben betroffen sein darf, oder dass eine ausreichend umfangreiche aktuelle Besiedlung des Maßnahmengewässers noch gegeben ist. Sobald ein isoliertes Einzelvorkommen vollständig durch das Eingriffsprojekt zerstört wird, ist mit einer längeren Entwicklungsdauer zu rechnen, woraus sich dann eine mittlere Eignung der Maßnahme ergeben würde (vgl. weitere Erläuterungen unter 1.d).

Eignung: Hoch

Fazit

Insofern die standörtlichen Bedingungen für mesotrophe Stillgewässer langfristig gegeben sind und eine ausreichend große Quell- bzw. Spenderpopulation vorhanden ist, können für die Große Moosjungfer in Form von Habitatneuanlagen oder Habitatoptimierungen mehrere vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen hoher Eignung benannt werden.

Literaturverzeichnis

- BLANCKENHAGEN, B. V. (2008): Nachuntersuchung 2007 zur Verbreitung der Großen Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*) (Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie) in Nord- und Mittelhessen sowie Erarbeitung eines Artenhilfskonzeptes. Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag von Hessen-Forst Forsteinrichtung und Naturschutz (FENA). Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden: 78 Seiten.
- BÖNSEL, A. (2006): Schnelle und individuenreiche Besiedlung eines revitalisierten Waldmoores durch *Leucorrhinia pectoralis* (Odonata: Libellulidae). *Libellula* 25: 151-157.
- BRAUNER, O. (2006): Univoltine Entwicklung von *Leucorrhinia pectoralis* und *Brachytron pratense* in einem Kleingewässer Nordostbrandenburgs (Odonata: Libellulidae, Aeshnidae). *Libellula* 25: 61-75.
- BUCHWALD, R. & SCHIEL, F.-J. (2002): Möglichkeiten und Grenzen gezielter Artenschutzmaßnahmen in Mooren - dargestellt am Beispiel ausgewählter Libellenarten in Südwestdeutschland. *Telma* 32: 161-174.
- ENGELSCHALL, R. & HARTMANN, P. (1998): Große Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier 1825). In: K. KUHN & K. BURBACH (Hrsg.). *Libellen in Bayern*, Seiten 198-199. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HAACKS, M. & PESCHEL, R. (2007): Die rezente Verbreitung von *Aeshna viridis* und *Leucorrhinia pectoralis* in Schleswig-Holstein - Ergebnisse einer vierjährigen Untersuchung (Odonata: Aeshnidae, Libellulidae). *Libellula* 26: 41-57.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MAUERSBERGER, R. (2001): Moosjungfern (*Leucorrhinia albifrons*, *L. caudalis* und *L. pectoralis*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten - Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie, Seiten 337-344. *Angewandte Landschaftsökologie*. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- MAUERSBERGER, R. (2003): *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier, 1825). In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMANK, A. (Hrsg.). *Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland*. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 586-592. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- MAUERSBERGER, R., BURBACH, K., ELLWANGER, G., OTT, J., SCHIEL, F.-J. & SUHLING, F. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Großen Moosjungfer *Leucorrhinia pectoralis* (CHARPENTIER, 1825). In: SCHNITZER, 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*, Seiten 135-137. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft)*. Landesamt für

Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.

- MAUERSBERGER, R., SCHIEL, F.-J. & BURBACH, K. (2003): Verbreitung und aktuelle Bestandssituation von *Leucorrhinia caudalis* in Deutschland (Odonata: Libellulidae). *Libellula* 22: 143-183.
- SCHIEL, F.-J. & BUCHWALD, R. (1998): Aktuelle Verbreitung, ökologische Ansprüche und Artenschutzprogramm von *Leucorrhinia pectoralis* (Charpentier) (Anisoptera: Libellulidae) im baden-württembergischen Alpenvorland. *Libellula* 17: 25-44.
- SCHIEL, F.-J. & BUCHWALD, R. (2001): Die Große Moosjungfer in Südwest-Deutschland: Konzeption, Durchführung und Ergebnisse des LIFE-Natur-Projekts für gefährdete Libellenarten am Beispiel von *Leucorrhinia pectoralis*. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33: 274-280.
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. Ursus Scientific Publishers, Bilthoven, 512 Seiten.
- STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (2000): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur. Ulmer-Verlag, Stuttgart, 712 Seiten.
- STERNBERG, K., SCHIEL, F.-J. & BUCHWALD, R. (2000): *Leucorrhinia pectoralis* in: K. STERNBERG & R. BUCHWALD (Hrsg.). Die Libellen Baden-Württembergs., Seiten 415-427. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- WILDERMUTH, H. (1986): Die Auswirkungen naturschutzorientierter Pflegemaßnahmen auf die gefährdeten Libellen eines anthropogenen Moorkomplexes. *Natur und Landschaft* 61: 51-55.
- WILDERMUTH, H. (2001): Das Rotationsmodell zur Pflege kleiner Moorgewässer - Simulation naturgemäßer Dynamik. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 33: 269-273.
- WILDERMUTH, H. (2005): Kleingewässer-Management zur Förderung der aquatischen Biodiversität in Naturschutzgebieten der Agrar- und Urbanlandschaft. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 37: 193-201.
- WILDERMUTH, H. (2007): *Leucorrhinia pectoralis* in der Schweiz - aktuelle Situation, Rückblick und Ausblick (Odonata: Libellulidae). *Libellula* 26: 59-76.
- ZIMMERMANN, W., PETZOLD, F. & FRITZLAR, F. (2005): Verbreitungsatlas der Libellen (Odonata) im Freistaat Thüringen. *Naturschutzreport* 22, 217 Seiten.

Grüne Keiljungfer⁴ – *Ophiogomphus cecilia*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte der Grünen Keiljungfer ist der besiedelte Gewässerabschnitt inklusive der Uferregion. Die Paarbildung erfolgt am Entwicklungsgewässer der Larven (LEOPOLD 2004; SUHLING et al. 2003). Zur Kopulation fliegt das Paarungsrads dagegen in nahe gelegene Gebüsche oder Wälder (LEOPOLD 2004; SUHLING et al. 2003). Daher sind auch die Gehölze der Uferregion als Teil der Fortpflanzungsstätte anzusehen. Da die Entwicklungszeit der Larven im Gewässer zwei bis vier, üblicherweise drei, Jahre beträgt (LEOPOLD 2004; STERNBERG et al. 2000; SUHLING et al. 2003), können auch in der Untersuchungsaison nicht beflogene Gewässer oder bestimmte Abschnitte von Gewässern aktuelle Fortpflanzungsstätten sein.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Essenzielle Teilhabitate der Grünen Keiljungfer im Zusammenhang mit der Fortpflanzungsstätte sind regelmäßig genutzte Flugrouten zu den Paarungshabitaten und ein Mindestumfang an Jagdhabitaten der adulten Libellen. Als solche gelten gut strukturierte Vegetation entlang des Gewässers, sonnige Lichtungen, Waldränder, Wiesenbrachen und ungemähte Wiesenabschnitte (STERNBERG et al. 2000).

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Als Ruhestätte ist wie bei der Fortpflanzungsstätte zunächst der besiedelte Gewässerabschnitt inklusive der Uferregion anzusehen. Nach dem Schlupf verweilen die Imagines in Gewässernähe, wandern nach dem Aushärten aber zu 5-10 km (unter Umständen bis zu 25 km) vom Gewässer entfernten Waldlichtungen, -rändern oder -wegen ab (LEOPOLD 2004; SUHLING et al. 2003). Nach der Reifephase kehren sie in die Nähe des Gewässers zurück (LEOPOLD 2004; SUHLING et al. 2003).

Damit ist der aktuell besiedelte Gewässerabschnitt inklusive der in Gewässernähe liegenden Bäume als Ruhestätte anzusehen. Darüber hinaus werden von den Imagines wärmebegünstigte Halboffenlandschaften im weiteren Umfeld des Gewässers als regelmäßig genutzte Ruhestätten angefliegen (LEOPOLD 2004).

Weitere essenzielle Teilhabitate

Essenzielle Teilhabitate der Grünen Keiljungfer im Zusammenhang mit der Ruhestätte sind

⁴ Der deutsche Name richtet sich nach der Liste der FFH-Anhang IV-Arten des BfN. Andere Autoren nennen die Arten der Gattung *Ophiogomphus* Flussjungfern.

ein Mindestumfang an Jagdhabitaten der Imagines (siehe oben) und die regelmäßig genutzten Flugrouten zwischen dem Entwicklungsgewässer und den Gebieten, in denen die Reifungsphase erfolgt.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Als lokale Individuengemeinschaft ist die Teilpopulation eines annähernd durchgehend besiedelten Gewässerabschnittes zu betrachten. Bei durchgehender Besiedlung einer mehrere Kilometer langen Gewässerstrecke können Einmündungen von Zuflüssen, Querbauwerke, Ortslagen o. ä. als pragmatische Abgrenzungen des räumlichen Zusammenhangs der betroffenen lokalen Individuengemeinschaft verwendet werden.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Der Zustand der Individuengemeinschaft wird nach der Anzahl vorgefundener Exuvien oder beobachteter Imagines beurteilt. SUHLING et al. (2006) schlagen vor, bei der Exuviensuche entweder auf 1.000 Metern die Anzahl 100 m langer Teilabschnitte mit wenigstens fünf Exuvien oder die Anzahl der Exuvien in wenigstens einem 100 m langen Teilabschnitt zu ermitteln. Sollte eine Exuviensuche nicht möglich sein, so empfehlen sie, die Anzahl von Imagines in einem 500 m langen Abschnitt bei höchstens zwei Begehungen zu ermitteln (SUHLING et al. 2006). Als weitere Möglichkeiten nennen sie die Ermittlung der Larvendichte oder die Abschätzung des Populationsaufbaus anhand der Anzahl erkennbarer Larvengenerationen (SUHLING et al. 2006).

Habitat

Zur Beurteilung der Habitatqualität werden der Kiesanteil der Gewässersohle, die Sedimentsortierung, die Gewässergüteklasse und der Besonnungsgrad ermittelt (SUHLING et al. 2006). Des Weiteren ist das Angebot der spezifischen Gewässer- und Uferstrukturen zu berücksichtigen, die von den Imagines genutzt werden.

Gefährdung

Als Beeinträchtigungen der Grünen Keiljungfer nennen SUHLING et al. Verschlammung, Veralgung, Gewässerausbau und Wellenschlag (Schädigung schlüpfender Individuen) (SUHLING et al. 2006). Gefährdungen gehen in erster Linie von Veränderungen der Gewässerstruktur (Sohle und Ufer) und Gewässerverschmutzungen aus (SUHLING et al. 2003). Nachteilig ist auch die Beschattung durch eine geschlossene Ufervegetation und die Veränderung des Imaginallebensraumes durch Intensivierung der Nutzung (SUHLING et al. 2003). Starke Freizeitnutzung kann sowohl die Larven und ihren Lebensraum (Badebetrieb, Erhöhung der Wasservogeldichte, über den Boden schleifende Boote etc.) als auch den Lebensraum der Imagines beeinträchtigen (Mahd, Störung, Eutrophierung, unangepasste Pflege etc.). Die Gefährdung schlüpfender Individuen durch Wellenschlag ist nicht abschließend geklärt, wird aber vermutet (STERNBERG et al. 2000; SUHLING et al. 2003). Zu bedenken ist auch eine mögliche Gefährdung der Larven durch Neozoen (SUHLING et al. 2003).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz

oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Optimierung potenzieller Habitate (Strukturverbesserung)

1.a Maßnahmenbeschreibung

Es werden Maßnahmen ergriffen, um die Substratstruktur im Gewässer zu verbessern. In Gewässern mit überwiegendem Feinsubstratanteil geschieht dies durch Einbringen von Steinen und/oder Grobkies, eventuell auch Totholz. Darüber hinaus kann (z. B. mit Hilfe eines Sandfanges) der Sandeintrag verringert werden. In Gewässern mit zu geringem Feinsubstratanteil kann dagegen Sand eingebracht werden. Unter Umständen genügt bereits die Entfernung vorhandener Sandfänge oder anderer Verbauungen, an denen sich Sand übermäßig abgelagert.

Die nachfolgenden Maßnahmen sollten bei Bedarf flankierend durchgeführt werden:

Die Gewässerunterhaltung wird aufgegeben oder zumindest eingeschränkt. Eine Sohlräumung erfolgt, wenn überhaupt, nur abschnittsweise und nachdem die oberste Sedimentschicht abgetragen und an anderer Stelle wieder ausgebracht wurde (vergleiche auch STERNBERG et al. 2000).

Gewässerverbauungen werden, so weit möglich, entfernt, um dem Gewässer eine Entwicklung zu einem naturnäheren Zustand zu ermöglichen. Denkbar sind auch zusätzliche Renaturierungsmaßnahmen, wie die Gestaltung eines strukturreichen, teils von Gehölzen bestandenen Ufers, wobei umfangreiche Baumaßnahmen unterbleiben (STERNBERG et al. 2000; SUHLING et al. 2003).

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme wird im besiedelten Fließgewässer, angrenzend an das betroffene Vorkommen bzw. in einem Abstand von maximal 2 km durchgeführt.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Fließgewässerstrecken mit geeigneter Wasserführung und Substratverhältnissen. Zum Schutz der Habitate von Imagines und Larven müssen Fließgewässerabschnitte von 5 km Länge gesichert werden (Werzinger & Werzinger 1994, zitiert in STERNBERG et al. 2000).

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es ist davon auszugehen, dass die Maßnahme in zwei bis vier Jahren wirksam werden kann (AG INSEKTEN 2008). Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es bestehen umfangreiche Kenntnisse bezüglich der Lebensraumsprüche der Art. Des Weiteren ist bekannt, dass Strukturverluste im Substrat und im Gewässerumfeld zu den Hauptbedrohungen zählen (LEOPOLD 2004; MÜLLER 2004; SCHLUMPRECHT et al. 2004; STERNBERG et al. 2000; SUHLING et al. 2006; SUHLING et al. 2003). Die gute Kenntnislage und die positiven Experteneinschätzungen ergeben eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte können mit Wasserwirtschaft und Landwirtschaft entstehen.

1.g Risikomanagement

Aufgrund der starken Gefährdung der verbliebenen Vorkommen der Grünen Keiljungfer ist ein Risikomanagement bei dieser Maßnahme dringend erforderlich.

1.h Weitere Anmerkungen

Eine mäßige Wasserverschmutzung wird, bei ausreichender Sauerstoffversorgung des Gewässers, als relativ unkritisch angesehen. Allerdings sind die Begleiterscheinungen (erhöhte Sedimentationsraten, verstärktes Makrophytenwachstum) durchaus problematisch (STERNBERG et al. 2000).

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt zusammen mit der kurzen Entwicklungsdauer eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Optimierung potenzieller Habitate (Verringerung von Einträgen)

2.a Maßnahmenbeschreibung

Zur Verbesserung der potenziellen Habitate werden die Einträge an Bodenteilchen, Nähr- und Schadstoffen reduziert. Dies kann durch erosionsmindernde Maßnahmen, Ausbau und Neuerrichtung von Kläranlagen, Pufferstreifen am Gewässerrand oder Nutzungsänderung/-aufgabe im von *Ophiogomphus cecilia* besiedelten Bereich oder flussaufwärts davon geschehen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Siehe Maßnahme 1.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 1.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Nach Einschätzung des Expertenworkshops in Hannover kann nicht mit Sicherheit angenommen werden, dass die Dauer bis zur Wirksamkeit der Reduktion von stofflichen Einträgen regelmäßig kürzer als zehn Jahre ist (AG INSEKTEN 2008). Es ist daher von einer langen Entwicklungsdauer auszugehen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es bestehen umfangreiche Kenntnisse bezüglich der Lebensraumsprüche der Art. Des Weiteren ist bekannt, dass Gewässerverschmutzung zu den Hauptbedrohungen zählt (LEOPOLD 2004; MÜLLER 2004; SCHLUMPRECHT et al. 2004; STERNBERG et al. 2000; SUHLING et al. 2003). Die gute Kenntnislage und die positiven Experteneinschätzungen ergeben eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit dieser Maßnahme.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit ergibt sich zusammen mit der langen Entwicklungsdauer keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

Fazit

Möglichkeiten zur Bewahrung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten der Grünen Keiljungfer durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind unter den geeigneten Rahmenbedingungen durch Maßnahme 1 gegeben.

Generell erscheint jedoch bei Projekten der Verkehrsinfrastruktur die Vermeidung von Beeinträchtigungen der Art durch die Planung hoch und weit gespannter Brückenbauwerke über die von der Art besiedelten Fließgewässer und die Ableitung bzw. Reinigung ggf. einzuleitender Straßenabwässer noch sicherer als die vorgenannte vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zu sein.

Literaturverzeichnis

- AG INSEKTEN (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Insekten, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MÜLLER, O. (2004): Steinschüttungen von Buhnen als Larval-Lebensraum für *Ophiogomphus cecilia* (Odonata: Gomphidae). *Libellula* 23: 45-51.
- SCHLUMPRECHT, H., STRÄTZ, C., POTRYKUS, W. & FROBEL, K. (2004): Libellenverbreitung und wasserwirtschaftliche Renaturierungsmaßnahmen im oberen Maintal. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 36: 277-284.
- STERNBERG, K., HÖPPNER, B., HEITZ, A. & HEITZ, S. (2000): *Ophiogomphus cecilia*. In: K. STERNBERG & R. BUCHWALD (Hrsg.). *Die Libellen Baden-Württembergs. Band 2: Großlibellen (Anisoptera), Literatur*, Seiten 358-373. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- SUHLING, F., BURBACH, K., ELLWANGER, G., MAUERSBERGER, R., OTT, J. & SCHIEL, F.-J. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Grünen Flussjungfer *Ophiogomphus cecilia* (FOURCROY, 1785). 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*, Seiten 138-139. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft)*. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- SUHLING, F., WERZINGER, J. & MÜLLER, O. (2003): *Ophiogomphus cecilia* (FOURCROY, 1785).

In: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 593-601. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.

Sibirische Winterlibelle – *Sympecma paedisca*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	2, stark gefährdet

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Die Fortpflanzungsstätte der Sibirischen Winterlibelle ist das Larvalgewässer. Die Paarungshabitate liegen in der Nähe der Entwicklungsgewässer der Larven (LEOPOLD 2004) und sind als Teil der Fortpflanzungsstätte anzusehen. Sie müssen im Einzelfall identifiziert werden.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Essenzielle Teilhabitate der Sibirischen Winterlibelle im Zusammenhang mit der Fortpflanzungsstätte sind ein Mindestumfang an Jagdhabitaten der adulten Libellen. Ob dieser Mindestumfang über die in der Fortpflanzungsstätte enthaltenen Paarungshabitate hinausgeht, ist im Einzelfall abzuwägen.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Als Ruhestätte ist wie bei der Fortpflanzungsstätte zunächst das Larvalgewässer inklusive der Uferregion anzusehen. Die Imagines nutzen verschiedene saisonale Hauptaufenthaltsbereiche als Ruhestätten. Die Ausdehnung und Lage dieser Aufenthaltsbereiche ist im Einzelfall zu bestimmen.

Weitere essenzielle Teilhabitate

Essenzielle Teilhabitate der Sibirischen Winterlibelle im Zusammenhang mit den Ruhestätten sind ein Mindestumfang an geeigneten Jagdhabitaten, also meistens die am nächsten gelegenen und/oder qualitativ besten Jagdhabitate, und ggf. die regelmäßig genutzten Flugkorridore zwischen den verschiedenen Hauptaufenthaltsräumen der Imagines im Jahresverlauf. Ob dieser Mindestumfang an Jagdhabitaten über die in den Ruhestätten enthaltenen Hauptaufenthaltsräume der Imagines hinausgeht, ist im Einzelfall abzuwägen.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Als lokale Individuengemeinschaft der Sibirischen Winterlibelle ist die Teilpopulation des Larvalgewässers oder eines Komplexes benachbarter Larvalgewässer im maximalen Abstand von 1 km zu betrachten.

Über Mobilität und Ausbreitungspotenzial der Art ist wenig bekannt; es gibt Vermutungen, dass Vorkommen im Bodenseeumfeld Teile einer Metapopulation sind, da hier mitunter recht hohe Dichten beobachtet werden, obwohl der Schlupf im Gebiet selbst gering ist (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003; LEOPOLD 2004). Offenbar liegt die Spenderpopulation im westlichen Bodenseeraum. Dies würde darauf hindeuten, dass Wanderungen von mehreren Kilometern durchaus möglich sind (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003; LEOPOLD 2004).

Die Barrierewirkung eines Infrastrukturprojektes, das abseits der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten nur den Austausch innerhalb der Metapopulation behindert, führt nicht zu einer unmittelbaren Schädigung der Lebensstätte und sollte daher hinsichtlich des Verbotsstatbestandes der Störung mit Bezug auf den Erhaltungszustand der lokalen Population geprüft werden.

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Die Beurteilung der Individuengemeinschaft findet bei der Sibirischen Winterlibelle nach der Anzahl vorhandener Imagines statt. Diese kann nach MAUERSBERGER et al. (2006) anhand der maximal angetroffenen Anzahl an Individuen eines Vorkommens erfolgen. Es kann aber auch die maximale mittlere Individuenzahl auf 100 m langen Untersuchungsstrecken herangezogen werden. Schließlich kann die Anzahl der Männchen-Reviere und/oder Tandems auf 10 m langen Untersuchungsstrecken erhoben werden (MAUERSBERGER et al. 2006).

Populationsschwankungen um den Faktor fünf bis zehn sind bei der Population des Bodanrücks die Regel, wobei der Schlupf vor Ort regelmäßig gering ist. Es wird angenommen, dass dieses Vorkommen Teil einer Metapopulation ist (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003). Es sollte damit gerechnet werden, dass derartige Schwankungen auch bei anderen Vorkommen auftreten (MAUERSBERGER et al. 2006).

Die Erfassung von *Sympecma*-Arten ist aufgrund deren Ähnlichkeit schwierig (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003). Larven- und Exuvienaufsammlungen scheiden bei syntopen Vorkommen mit *S. fusca* aus und müssen generell als riskant gelten, weil Vorkommen der Schwesterart prinzipiell überall zu erwarten sind (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003).

Habitat

Die Beurteilung des Habitates erfolgt nach den Vegetationsstrukturen im Larvalhabitat und der Ausprägung der Landlebensräume (MAUERSBERGER et al. 2006). Im Larvalhabitat sind folgende Charakteristika aufzunehmen: Ausbildung von Flachwasserbereichen, Vorhandensein und Qualität von Wasserröhricht oder Ried (Größe, Windexposition, Lichtdurchlässigkeit), Vorhandensein von Buchten und Bulten, Vorhandensein von Halmen und Blättern (liegend oder schwimmend) der Vorjahre (MAUERSBERGER et al. 2006).

Paarungshabitate werden beschrieben als vergilbte Grasfluren (ungemähte Böschungen, Streuwiesen, pfeifengrasreiche Bestände, 30-100 cm Höhe) an oligo- bis mesotrophen Weihern und Seen, Nieder- und Übergangsmoorgewässern, Sumpfquellbereichen, kleinen Handtorfstichen in Hochmooren, Hochmoorrandgewässern, Staumulden oder auch Brackwassersümpfen (Ostsee) (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003; LEOPOLD 2004; SCHMIDT & STERNBERG 1999).

Bei den Landlebensräumen werden das Vorhandensein der benötigten Strukturen (z. B. Landröhrichte, extensiv genutzte Streu- und Niedermoorwiesen, hochwüchsige Mager- und Halbtrockenrasen, Gebüschkomplexe, lichte Wälder) und deren räumliche Lage zueinander beurteilt.

Gefährdung

Beeinträchtigungen gehen in erster Linie von Änderungen des Wasserhaushaltes der Larvalgewässer (Grundwasserabsenkung, Drainage, Gewässerausbau und -regulierung) und

Veränderungen der Imaginalhabitate (Abtorfung, Aufdüngung, Nutzungsaufgabe) aus. Dazu kommt zunehmende Freizeitnutzung der Larvalgewässer, die durch Trittschäden und Wellenschlag sowohl das Habitat als auch die Tiere selbst gefährdet. Eine große Gefahr geht auch von, häufig offenbar mutwillig gelegten, Schilfbränden aus. Schließlich kann das Larvalgewässer durch zu hohen Fischbesatz und damit einhergehende verstärkte Eutrophierung gefährdet werden (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003; LEOPOLD 2004; MAUERSBERGER et al. 2006; SCHMIDT & STERNBERG 1999). Es ist zu beachten, dass bereits ein Eingriff in einem Teilhabitat der Art zu Verlusten führen kann (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Neuanlage bzw. Optimierung eines Larvalgewässers

1.a Maßnahmenbeschreibung

Ein Stillgewässer mit Verlandungszone wird neu angelegt oder an einem vorhandenen größeren Stillgewässer wird eine Verlandungszone geschaffen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme kann bis zu 1 km vom betroffenen Gewässer entfernt durchgeführt werden.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen günstige Standorteigenschaften für die Entwicklung breiter Verlandungszonen mit Schlenkengewässern in Seggen- oder Schneidrieden oder -Röhrichten gegeben sein.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Es wird davon ausgegangen, dass die Zeitdauer zur Entwicklung typischer Strukturen von Verlandungszonen durch Sukzession sicherlich über fünf und wahrscheinlich eher über zehn Jahre liegt (AG INSEKTEN 2008). Es ist von einer langen Entwicklungsdauer auszugehen.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Grundlegende Kenntnisse der Ökologie der Art liegen vor (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003; SCHMIDT & STERNBERG 1999), über die Akzeptanz neu geschaffener Gewässer durch die Sibirische Winterlibelle weiß man allerdings wenig (AG INSEKTEN 2008). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist daher beim momentanen Kenntnisstand gering.

1.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit Freizeitnutzungen und der Landwirtschaft zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Da sowohl Wirksamkeitsbelege als auch positive Experteneinschätzungen fehlen und Kenntnislücken zu den artspezifischen Ansprüchen bestehen, hat diese Maßnahme nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit. Zusammen mit der zumindest mittleren Entwicklungsdauer ergibt sich daraus keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

2. Maßnahme: Umsiedlung von Imagines

2.a Maßnahmenbeschreibung

Männliche und weibliche Imagines der Sibirischen Winterlibelle werden an ein grundsätzlich geeignet erscheinendes, bisher nicht von der Art besiedeltes Ersatzgewässer umgesiedelt. Die Umsiedlung der Imagines muss wenigstens über drei Jahre hinweg durchgeführt werden. Vorher sind unter Umständen ergänzende Maßnahmen zur Strukturoptimierung und/oder zum Schutz der Verlandungszone am Zielgewässer erforderlich.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Das Zielgewässer liegt grundsätzlich im räumlichen Zusammenhang des betroffenen Gewässers, also nicht weiter als 1 km von diesem entfernt.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Das Zielgewässer muss breite Verlandungszonen mit Schlenkengewässern in Seggen- oder Schneidrieden oder -Röhrichten aufweisen.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Wegen der mangelnden Kenntnis muss die Maßnahme mindestens drei Jahre lang durchgeführt werden. Inklusiv der Maßnahmen zur Strukturoptimierung ist daher von einer Entwicklungsdauer von über fünf bis höchstens zehn Jahren auszugehen. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als mittel einzustufen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Ein erfolgreicher Verlauf dieser Maßnahme ist bisher nicht dokumentiert. Grundsätzlich stellt sich die Frage, warum dieses Gewässer bisher nicht von der Art besiedelt war, obwohl es alle Habitatansprüche zu erfüllen scheint. Es ist demnach unsicher, ob die Imagines der Sibirischen Winterlibelle das Ersatzgewässer annehmen (AG INSEKTEN 2008). Da sowohl Wirksamkeitsbelege wie auch positive Experteneinschätzungen fehlen und auch Kenntnislücken bei den artspezifischen Ansprüchen bestehen, hat diese Maßnahme nur eine geringe Erfolgswahrscheinlichkeit.

2.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

2.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

2.h Weitere Anmerkungen

-

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aus der geringen Erfolgswahrscheinlichkeit und der mittleren Entwicklungsdauer ergibt sich keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

3. Maßnahme: Neuanlage oder Optimierung eines Winterhabitats

3.a Maßnahmenbeschreibung

Die Überwinterung der Imagines kann, mitunter gewässerfern, in Gebüsch krautreicher Eichen- und Kiefernwälder, in dichten Altgras- und Riedbeständen (Heide-Moor-, Moor-Gebüsch- und Streuwiesenkomplexe), in Moorwäldern, in Röhrichten aber auch in der Ufervegetation der Entwicklungsgewässer erfolgen (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003; LEOPOLD 2004; SCHMIDT & STERNBERG 1999). Zur Neuanlage oder Vergrößerung der Winterhabitats der Imagines werden Röhrichtpflanzen und Grauweiden auf Brachflächen angepflanzt. Es ist zu betonen, dass diese Maßnahme als alleinige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme nur dann in Frage kommen kann, wenn durch das Vorhaben ausschließlich der Winterlebensraum betroffen ist.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme wird unmittelbar angrenzend an das besiedelte Gewässer oder in maximal 1 km Abstand von diesem durchgeführt, wobei sich keine den Flug von Kleinlibellen behindernden Barrieren zwischen dem Gewässer und der Maßnahmenfläche befinden dürfen.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Es müssen günstige Standorteigenschaften für die Entwicklung von gehölzdurchsetztem Röhricht oder Hochstaudenflur gegeben sein.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklung dieser Maßnahme bis zur Wirksamkeit ist innerhalb von fünf Jahren möglich. Die Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit ist als kurz einzustufen.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Grundlegende Kenntnisse der Ökologie der Art liegen vor (ELLWANGER & MAUERSBERGER 2003; SCHMIDT & STERNBERG 1999). Die Chancen der Akzeptanz der neu geschaffenen Winterhabitats durch die Sibirische Winterlibelle werden als ausreichend hoch eingeschätzt, dokumentierte Wirksamkeitsbelege dieser Maßnahme fehlen jedoch (AG INSEKTEN 2008). Auf der Basis der positiven Experteneinschätzungen zur Akzeptanz der neu geschaffenen Winterhabitats durch die Sibirische Winterlibelle ergibt sich eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit für diese Maßnahme.

3.f Zielkonflikte

Siehe Maßnahme 1.

3.g Risikomanagement

Aufgrund der Seltenheit der Art und der fehlenden Effizienzkontrollen dieser Maßnahme ist ein Risikomanagement mit einem Monitoring erforderlich.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die hohe Erfolgswahrscheinlichkeit und die kurze Entwicklungsdauer ergeben eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

Fazit

Die Möglichkeiten zur Bewahrung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten der Sibirischen Winterlibelle durch vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen sind sehr beschränkt. Eine Maßnahme mit hoher Eignung steht nur bei ausschließlichen Verlusten von Winterlandlebensraum zur Verfügung.

Maßnahmen zur Neuanlage von Larvalhabitaten inklusive der Umsiedlung von Imagines sind auf der Basis des momentanen Kenntnisstandes und wegen der langen Entwicklungsdauer der Habitatstrukturen von Verlandungszonen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen nicht geeignet.

Literaturverzeichnis

- AG INSEKTEN (2008): Empfehlungen zu CEF-Maßnahmen für Insekten, unveröffentlichte Ergebnisse. Workshop CEF-Maßnahmen, Hannover.
- ELLWANGER, G. & MAUERSBERGER, R. (2003): *Sympecma paedisca* (BRAUER, 1877). In: Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 611-618. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- LEOPOLD, P. (2004): Ruhe- und Fortpflanzungsstätten der in Deutschland vorkommenden Tierarten nach Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). Werkvertrag im Auftrag von: Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 202 Seiten.
- MAUERSBERGER, R., BURBACH, K., ELLWANGER, G., OTT, J., SCHIEL, F.-J. & SUHLING, F. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Populationen der Sibirischen Winterlibelle *Sympecma paedisca* (BRAUER, 1877). In: SCHNITZER, 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, Seiten 125-126. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- SCHMIDT, B. & STERNBERG, K. (1999): *Sympecma paedisca*. In: STERNBERG, K. & BUCHWALD, R. (Hrsg.). Die Libellen Baden-Württembergs: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera), Seiten 440-451. Ulmer-Verlag.

Gemeine Flussmuschel – *Unio crassus*

Schutz- und Gefährdungsstatus

FFH-RL:	II, IV
BNatSchG:	Streng geschützt
Rote Liste Deutschland:	1, vom Aussterben bedroht

Fortpflanzungsstätte

Räumliche Abgrenzung

Als Fortpflanzungsstätte der Gemeinen Flussmuschel können die besiedelten Abschnitte schnell fließender, sauerstoffreicher Bäche und Flüsse mit gut durchströmtem und dadurch sauerstoffversorgtem Interstitial (Habitat der Jungmuscheln) abgegrenzt werden. Trotz der geringen Beweglichkeit der Gemeinen Flussmuschel ist eine exakte räumliche Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte nicht möglich, da sie durch ihre Fortpflanzungsbiologie sehr stark mit dem Gesamtsystem verzahnt ist. Einerseits können flussaufwärts von ihrem Aufenthaltsort stattfindende Einleitungen von Schweb- und Nährstoffen die Fortpflanzungsstätte, z. B. durch Verstopfung des Interstitials, zerstören. Andererseits sind die Wirtsfische sozusagen ein mobiler Bestandteil der Fortpflanzungsstätte, deren Beeinträchtigung ebenfalls zur Verminderung der Fortpflanzungsmöglichkeiten führt. Daher können sich Einflüsse im gesamten Einzugsgebiet des bewohnten Gewässers direkt oder indirekt auf die Fortpflanzungsstätte auswirken und eine Abgrenzung des zu schützenden Bereiches kann nur im Einzelfall vor Ort getroffen werden. Dazu kommt die Tatsache, dass die Aufenthaltsorte der Jungmuscheln aufgrund ihrer geringen Größe und der Lebensweise im Sediment nicht oder zumindest nur unter großem Aufwand (unter Umständen mit Schädigung der Muscheln) nachzuweisen sind. Sichere Nachweise von Jungmuscheln sind eigentlich erst ab einem Alter von fünf Jahren möglich (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; COLLING 2001; 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜPELMANN 2003; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; NAGEL 1999; RÖCK 2008; SCHOLZ 1992; SCHWARZER 2007; ZETTLER & JUEG 2001, 2007; ZETTLER et al. 1995; ZIMMERMANN et al. 2000).

Weitere essenzielle Teilhabitate

Es gibt keine weiteren konkret abgrenzbaren essenziellen Teilhabitate im Zusammenhang mit der Fortpflanzungsstätte. Aufgrund der komplexen Lebensraumsprüche der Flussmuschel muss allerdings immer beachtet werden, dass ein funktionierender Schutz nur bei Betrachtung des gesamten Gewässersystems möglich ist.

Ruhestätte

Räumliche Abgrenzung

Aufgrund der geringen Mobilität der Gemeinen Flussmuschel wird als Ruhestätte der Aufenthaltsort der betroffenen Tiere angenommen. Da in verschiedenen Untersuchungen durchschnittliche Wanderbewegungen um 5 m und Maximalwanderungen um 13 m nachgewiesen wurden (HIEKEL 2007; SCHOLZ 1992; ZAJAC & ZAJAC 2006) und die vollständige Lokalisierung aller Tiere häufig unmöglich ist, ist ein Bachabschnitt von mindestens 20 m Länge auf- und abwärts der aktuell bekannten Aufenthaltsorte der Tiere einzubeziehen. Es ist allerdings auch im Zusammenhang mit der Ruhestätte zu beachten, dass sich Eingriffe

gewässeraufwärts sehr nachteilig auf die Ruhestätte auswirken können, wenn zum Beispiel durch Sediment- oder Nährstoffeintrag Verstopfungen des Interstitials verursacht werden, die den Lebensraum der Jungmuscheln zerstören (s. a. „Fortpflanzungsstätte“).

Weitere essenzielle Teilhabitats

Es gibt keine weiteren konkret abgrenzbaren essenziellen Teilhabitats im Zusammenhang mit der Ruhestätte. Siehe aber auch die Ausführungen zur Fortpflanzungsstätte.

Räumlicher Zusammenhang (Abgrenzung der lokalen Individuengemeinschaft)

Aufgrund der geringen Beweglichkeit der Flussmuschel und der massiven Bestandsrückgänge der Art (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜPELMANN 2003; DÜPELMANN et al. 2007; HENKER et al. 2003; KORZENIAK et al. 2004; RÖCK 2008; SCHWARZER 2007; ZETTLER 1995, 1996; ZETTLER & JUEG 1997, 2001, 2007; ZETTLER et al. 1994; ZETTLER et al. 1995) müssen alle verbliebenen, räumlich abgrenzbaren Vorkommen der Flussmuschel als eigenständige lokale Individuengemeinschaften betrachtet werden, die nicht nachteilig beeinflusst werden dürfen. Zwar können durch die Wirtsfische grundsätzlich Distanzen zwischen solchen Vorkommen überwunden werden, allerdings sollte eine Zusammenfassung zu einer lokalen Individuengemeinschaft nur dann erfolgen, wenn zweifelsfrei nachweisbar ist, dass ein solcher Austausch stattfindet. Für die Fische nicht oder schwer überwindbare Querverbauungen oder Abschnitte mit ungünstigeren Bedingungen können diesen schnell unterbinden (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1995; DEGENBECK 1993a, b; DÜPELMANN 2003; HIEKEL 2007; SCHOLZ 1992; ZETTLER & JUEG 2007; ZIMMERMANN et al. 2000).

Kriterien zur Bewertung der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang

Individuengemeinschaft

Für die Bewertung der Individuengemeinschaft werden die Gesamtgröße der Population und die Anzahl an Tieren pro Fließgewässermeter herangezogen (KOBIALKA & COLLING 2006). DÜPELMANN et al. (2007) machen bezüglich der Gesamtgröße der Population noch eine Unterscheidung zwischen Gewässern von mehr als 2 m Breite und schmalere Gewässern. Außerdem werden Vorhandensein und Anzahl an Jungtieren unter fünf Jahren und der Aufbau der Alterspyramide in die Bewertung mit einbezogen (DÜPELMANN et al. 2007; KOBIALKA & COLLING 2006). Dabei ist aber zu bedenken, dass der Nachweis von Jungmuscheln aufgrund deren geringer Größe und ihrer versteckten Lebensweise zumindest in den ersten zwei Jahren ausgesprochen schwierig ist (DÜPELMANN 2003; SCHOLZ 1992). DÜPELMANN et al. (2007) berücksichtigen darüber hinaus noch das Verhältnis zwischen Reproduktions- und Absterberate und den Populationstrend.

Habitat

Die Beurteilung der Habitatqualität erfolgt anhand der Wasserqualität und des Struktureichtums des Gewässers (Sohlsubstrat, Fließgeschwindigkeiten, Wasserpflanzen etc.). Wichtig ist vor allem die Durchströmung des Substrates als Lebensraum der Jungmuscheln. Außerdem müssen Zusammensetzung und Autochthoniegrad der Fischbiozönose beachtet werden (DÜPELMANN et al. 2007; KOBIALKA & COLLING 2006). DÜPELMANN et al. (2007) verweisen zusätzlich noch auf die Bedeutung des Gewässerumfeldes (Zustand, Landnutzung) (DÜPELMANN et al. 2007).

Gefährdung

Gefährdungen von Flussmuschelpopulationen gehen zunächst von Nährstoff- und Feinsedimenteinträgen in das Gewässer aus. Darüber hinaus sind als mögliche Beeinträchtigungen Sedimentumlagerungen im Gewässer, Flächen- und Freizeitnutzung in dessen Einzugsbereich, Veränderungen der Fischfauna (Wirtsfische), Gewässerbau, Gewässerunterhaltung und Fraß durch Neozoen (Bisam, Waschbär, Mink, Nutria o. a.) zu nennen (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; COLLING 2001; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜPELMANN 2003; DÜPELMANN et al. 2007; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; KOBIALKA & COLLING 2006; NAGEL 1999; SCHOLZ 1992; SCHWARZER 2007; ZETTLER 1995, 1996; ZETTLER & JUEG 1997, 2001, 2007; ZETTLER et al. 1994; ZETTLER et al. 1995; ZIMMERMANN et al. 2000).

Der Erhalt der ökologischen Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang kann als gewährleistet angesehen werden, wenn eine Konstanz oder Verbesserung aller vorgenannten Bewertungsparameter unter Bezug auf die lokale Individuengemeinschaft festgestellt werden kann.

Spezifische vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen

1. Maßnahme: Verdichtung der Population

1.a Maßnahmenbeschreibung

In einer kleinen Restpopulation mit weiter Streuung der verbliebenen Einzeltiere im Gewässersystem, kann es zu einer Verminderung des Befruchtungserfolges kommen, da die in das freie Wasser abgegebenen Spermien nicht mehr in ausreichender Zahl zu den Weibchen gelangen. Dem kann entgegengewirkt werden, indem verstreut lebende Einzeltiere oder Kleingruppen an geeigneter Stelle konzentriert werden (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; COLLING & SCHRÖDER 2003; HENKER et al. 2003; RÖCK 2008; ZETTLER & JUEG 1997, 2001; ZETTLER et al. 1994; ZIMMERMANN et al. 2000). Diese Maßnahme geht über das Umsetzen der einzelnen vom Eingriff betroffenen Muscheln zur Vermeidung der Tötung hinaus, da zusätzlich weitere nicht vom Eingriff betroffene Einzeltiere in einem ausreichend großen Abschnitt des betroffenen Gewässers mit optimalen Habitateigenschaften zusammen gesetzt werden. Die Gewässerunterhaltung ist dauerhaft an die Bedürfnisse der Flussmuschel anzupassen.

1.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Im betroffenen Gewässer im Bereich der verbliebenen Vorkommen der Flussmuschel.

1.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Ein ausreichend großer Abschnitt des betroffenen Gewässers mit optimalen Habitateigenschaften ist die wesentliche Voraussetzung für diese Maßnahme. Entscheidend sind: Wasserqualität der Güteklasse I-II, eine gute Sauerstoffversorgung des Interstitials als Jungmuschellebensraum, ein vielfältiges Strömungsmuster mit überwiegend feinsandigen bis feinkiesigen Substraten und das Vorhandensein geeigneter Wirtsfische (Elritze, Döbel, Groppe) (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; COLLING 2001; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; NAGEL 1999; RÖCK 2008; SCHOLZ 1992; SCHWARZER 2007; ZETTLER & JUEG 2001, 2007; ZETTLER et al. 1995; ZIMMERMANN et al. 2000). Im Einzelfall ist zu prüfen, ob die aktuell noch besiedelten Stellen oder alternative Abschnitte

des betroffenen Gewässers diese Anforderungen erfüllen.

1.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme ist in sehr kurzer Zeit durchführbar und in der darauf folgenden Reproduktionsperiode wirksam. Der Erfolg ist aber erst nach einigen Jahren nachweisbar. In den ersten beiden Lebensjahren sind die Jungmuscheln aufgrund ihrer geringen Größe und der versteckten Lebensweise im Sediment kaum nachweisbar (DÜMPELMANN 2003; SCHOLZ 1992). HENKER et al. (2003) empfehlen nach einem Jungmuschelaussetzungsversuch im Rahmen des von ihnen begleiteten Projektes eine Nachkontrolle nach fünf Jahren, da die Tiere in diesem Alter erfahrungsgemäß recht gut nachweisbar sind. Die Entwicklungsdauer wird als kurz eingestuft.

1.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Diese Maßnahme wird sehr häufig durchgeführt und ist von der Biologie der Art her als sinnvoll einzuschätzen. Es gibt allerdings wenige Langzeituntersuchungen und der Nachweis, dass die Methode zum Erfolg geführt hat, ist schwer zu führen. DEGENBECK (1993a) und SCHOLZ (1992) merken an, dass die Verdichtung der Bestände durch Absammeln und Ausbringen an einer anderen Stelle nicht wissenschaftlich überprüft ist und sicherlich auch Risiken birgt. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird aufgrund der Kenntnisse zur Biologie der Art und der grundsätzlich positiven Experteneinschätzung dennoch als hoch eingestuft.

1.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind nicht zu erwarten.

1.g Risikomanagement

Aufgrund der extremen Bestandsrückgänge der Flussmuschel in den letzten Jahrzehnten und ihrer hohen Ansprüche an den Lebensraum sind intensive Erfolgskontrolle und ein Risikomanagement unumgänglich. Da die Jungmuscheln aufgrund ihrer geringen Größe und ihrer versteckten Lebensweise in den ersten beiden Jahren kaum nachweisbar sind, empfiehlt sich eine erste Kontrolle der Maßnahme nach dieser Zeit.

1.h Weitere Anmerkungen

-

1.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Unter Beachtung der oben genannten Anforderungen wird der Maßnahme aufgrund ihrer kurzen Entwicklungsdauer und ihrer hohen Erfolgswahrscheinlichkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme bescheinigt (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Hoch

2. Maßnahme: Künstliche Infizierung von Wirtsfischen mit Glochidien

2.a Maßnahmenbeschreibung

Wirtsfische der Flussmuschel werden in Hälterungsanlagen mit Glochidien der Flussmuschel infiziert. Dazu werden autochthone Wirtsfische aus dem Gewässer entnommen und in einer Anlage gehältert. Außerdem werden trüchtige Flussmuscheln aus dem Gewässer entnommen und die ausgestoßenen Glochidien mit den Wirtsfischen in Kontakt gebracht. Die Muscheln werden nach der Glochidienabgabe wieder an ihren Herkunftsort gebracht. Die Fische werden

noch eine Weile gehältert. Vor Abschluss der Entwicklung der Glochidien (vier bis fünf Wochen ab Infektion) werden die Wirtsfische im Ursprungsgewässer ausgesetzt. Dabei können sie zunächst in einem Gazenetz oder einer Waschmaschinentrommel ins Gewässer gehängt werden, damit sie nicht aus dem Zielgebiet abwandern (HENKER et al. 2003). Eine andere Methode ist die Absperrung des zu besiedelnden Bereiches mit feinem Maschendraht (ZIMMERMANN et al. 2000). Die Maßnahme muss über mehrere Jahre hinweg durchgeführt werden (SCHWARZER 2007; ZETTLER & JUEG 2001). Empfohlen werden wenigstens fünf Jahre (ZIMMERMANN et al. 2000). Besonders geeignet für die Maßnahme sind Elritzen, da sie gut zu halten sind und keinerlei Abstoßungsreaktionen gegenüber den Glochidien zeigen (SCHWARZER 2007). Die Gewässerunterhaltung ist dauerhaft an die Bedürfnisse der Flussmuschel anzupassen.

2.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Diese Maßnahme sollte in erster Linie im betroffenen Gewässer an einer bereits besiedelten Stelle durchgeführt werden, um die Populationsdichte zu erhöhen. Sie kann allerdings auch, Eignung des Habitates vorausgesetzt, in aktuell nicht besiedelten Gewässerabschnitten angewendet werden, welche unmittelbar an besiedelte angrenzen.

2.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Die Maßnahme ist nur in einem intakten, den Ansprüchen der Gemeinen Flussmuschel weitgehend entsprechenden Gewässer sinnvoll. Entscheidend ist ein gut durchströmtes, sauerstoffreiches Interstitial als Lebensraum der Jungmuscheln. Des Weiteren sind eine Wasserqualität der Klasse I-II, ein vielfältiges Strömungsmuster, überwiegend feinsandige bis feinkiesige Substrate und das Vorhandensein geeigneter Wirtsfische (Elritze, Döbel, Groppe) von Bedeutung.

2.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme muss über mehrere Jahre durchgeführt werden. Der Erfolg ist erst nach einigen Jahren nachweisbar. In den ersten beiden Lebensjahren sind die Jungmuscheln aufgrund ihrer geringen Größe und der versteckten Lebensweise im Sediment kaum nachweisbar (DÜMPELMANN 2003; SCHOLZ 1992). HENKER et al. (2003) empfehlen nach einem Jungmuschelaussetzungsversuch im Rahmen des von ihnen begleiteten Projektes eine Nachkontrolle nach fünf Jahren, da die Tiere in diesem Alter erfahrungsgemäß recht gut nachweisbar sind. Die Entwicklungsdauer ist somit als relativ kurz zu bezeichnen.

2.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Infektion von Wirtsfischen mit anschließender Aussetzung im Gewässer ist eine Standardmethode bei Versuchen zur Ansiedlung von Muscheln. Sie ist allerdings nur sinnvoll, wenn das Aussetzungsgewässer die Lebensraumsansprüche der Gemeinen Flussmuschel erfüllt, und die Maßnahme über mehrere Jahre hinweg durchgeführt wird. EICHER (2005) berichtet von der erfolgreichen Umsetzung dieser Maßnahme im Sallingbachtal, wobei begleitend Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität durchgeführt wurden. Es gibt allerdings auch Hinweise auf Fehlschläge bzw. geringe Erfolge dieser Maßnahme (DÜMPELMANN et al. 2007). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als mittel eingestuft.

2.f Zielkonflikte

Zielkonflikte sind nicht zu erwarten.

2.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

2.h Weitere Anmerkungen

Ein Scheitern dieser Maßnahme dürfte in den meisten Fällen auf unzureichende Bedingungen im Gewässer zurückzuführen sein. Gerade das Interstitial als Lebensraum der Jungmuscheln ist ein zentraler Punkt, wenn es um die Eignung eines Gewässers als „Muschelgewässer“ geht. Es ist davon auszugehen, dass in belasteten Gewässern das Interstitial häufig keine günstigen Lebensbedingungen bietet und die Wiederherstellung seiner Funktionsfähigkeit Jahre dauert (HENKER et al. 2003). Aber auch bei guten Ausgangsbedingungen wird es immer schwierig sein, den Zusammenhang zwischen dieser Maßnahme und einer Erholung der Muschelbestände zu belegen. So listen DÜMPELMANN et al. (2007) einige Projekte auf, bei denen einige Jungmuscheln „wahrscheinlich“ aus dem Besatz mit infizierten Fischen resultierten.

2.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme wird aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit als mittel geeignet eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme kann ergänzend zu anderen Maßnahmen deren Erfolgswahrscheinlichkeit erhöhen.

Eignung: Mittel

3. Maßnahme: Aussetzen von Jungmuscheln

3.a Maßnahmenbeschreibung

Jungmuscheln werden in Sedimentkäfigen oder Lochplattensystemen (siehe HENKER et al. 2003) im Gewässer ins Substrat eingegraben. Die Käfige ermöglichen eine Kontrolle der Entwicklung der Jungmuscheln. Die Jungmuscheln müssen in Fischhälterungsanlagen durch Infizierung von Wirtsfischen mit Glochidien und Aufsammlung der abgefallenen Jungmuscheln gewonnen werden. Zur Glochidiengewinnung werden möglichst Muscheln aus dem zu besiedelnden Gewässer genutzt. Die Gewässerunterhaltung ist dauerhaft an die Bedürfnisse der Flussmuschel anzupassen.

3.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Möglichst in bereits besiedelten Abschnitten des betroffenen Gewässers, da hier davon auszugehen ist, dass zumindest grundsätzliche Voraussetzungen erfüllt sind und eine Verbesserung der Situation in überschaubareren Zeiträumen zu erreichen ist. Es ist darauf zu achten, dass die Verbreitungsgrenzen und Biotopansprüche der Unterarten/Ökotypen berücksichtigt werden.

3.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Entscheidend ist, dass das Substrat in welchem die Käfige ausgebracht werden, gut durchströmt und sauerstoffversorgt ist. Die besten Ergebnisse bei der Ausbringung von Lochplatten erlangten HENKER et al. (2003) mit „mittleren“ Korngrößen von 2 – 5 mm.

3.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Gewinnung der Glochidien, respektive der Jungmuscheln, ist bei Vorhandensein der Infrastruktur (Fischhälterungsanlage) und der Wirtsfische schnell und leicht durchführbar. Der Erfolg ist aber erst nach einigen Jahren nachweisbar. In den ersten beiden Lebensjahren sind die Jungmuscheln aufgrund ihrer geringen Größe und der versteckten Lebensweise im Sediment kaum nachweisbar (DÜMPELMANN 2003; SCHOLZ 1992). HENKER et al. (2003) empfehlen nach einem Jungmuschelaussetzungsversuch im Rahmen des von ihnen begleiteten Projektes eine Nachkontrolle nach fünf Jahren, da die Tiere in diesem Alter erfahrungsgemäß recht gut nachweisbar sind. Darüber hinaus sollten solche Maßnahmen über mehrere Jahre in Folge durchgeführt werden, um dem möglichen Ausfall eines Muscheljahrganges durch Wetterkalamitäten oder „schlechte Qualität“ vorzubeugen. Die Entwicklungsdauer wird insgesamt als kurz eingestuft.

3.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Es gibt bislang keine Berichte über Erfolge mit dieser Methode. HENKER et al.(2003) konnten zwar in Sedimentkäfigen erstmalig Tiere bis zum dritten Lebensjahr am Leben erhalten, allerdings handelte es sich dabei um drei von 12.000 ursprünglich ausgesetzten Tieren. In Versuchen mit Lochplatten (neun Käfige á 275 Tiere, nur sieben Käfige wieder gefunden) überlebte keine der ausgesetzten Muscheln die ersten drei Jahre, wahrscheinlich waren alle bis auf eine bereits nach dem ersten Winter abgestorben. HENKER et al. stellen selbst fest: „Mittels Hälterung von Jungmuscheln in Sediment- oder Lochplattenkäfigen konnte keine effektive und unaufwändige Methode der Jungmuschelaufzucht entwickelt werden.“. Sie vermuten, dass in den Gaze Käfigen Nahrungsknappheit auftritt, da nicht ausreichend Nahrung durch die Gaze ins Innere des Käfigs gelangen kann. Zwar konnte HRUSKA (zitiert in HENKER et al. 2003) etwas bessere Ergebnisse, v. a. bei Flussperlmuscheln, erzielen, dennoch sehen HENKER et al. bislang kein praktikables Verfahren zur Jungmuschelaufzucht bei der Flussmuschel. Auch die freie Aussetzung von Jungmuscheln in Fließgewässerbuchten brachte bei der ersten Nachkontrolle keine positiven Ergebnisse (HENKER et al. 2003). Der Maßnahme wird somit keine Erfolgswahrscheinlichkeit bescheinigt.

3.f Zielkonflikte

Die Ausbringung der Käfige im Gewässerbett könnte zu Zielkonflikten mit den für die Gewässerunterhaltung zuständigen Stellen führen.

3.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

3.h Weitere Anmerkungen

-

3.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der enormen Verlustraten weist diese Maßnahme beim gegenwärtigen Stand der Forschung keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

4. Maßnahme: Fließgewässersanierung/-renaturierung

4.a Maßnahmenbeschreibung

Bereits von Flussmuscheln besiedelte oder grundsätzlich für sie geeignete Gewässer werden renaturiert. Dabei steht eine Fülle möglicher Maßnahmen zur Verfügung. Von entscheidender Wichtigkeit ist die Schaffung/Sicherung eines gut durchströmten, sauerstoffreichen Interstitials als Lebensraum der Jungmuscheln. Des Weiteren muss durch Strukturbereicherung ein differenziertes Strömungsmuster geschaffen werden, das wiederum ein abwechslungsreiches Angebot an Substraten sicherstellt (wichtig vor allem feinsandige bis -kiesige Substrate). Hilfreich können hier unter bestimmten Voraussetzungen auch Borstenanlagen sein, natürliche Materialien sind allerdings zur Gewässersanierung vorzuziehen (HIEKEL 2007). Eine gesunde, autochthone Fischgesellschaft, die die entsprechenden Wirtsfischarten enthält (vor allem Elritze, Döbel, Groppe), sichert die Möglichkeit der Reproduktion. Daher müssen die Lebensraumansprüche der Wirtsfische in die Überlegungen mit einbezogen werden (z. B. Unterstände, entsprechendes Substrat für Kieslaicher). Auch der Einzugsbereich des Gewässers muss beachtet werden. Um eine zu hohe Schwebstofffracht im Gewässer zu vermeiden, die das Habitat der Jungmuscheln verstopfen kann und auch den Stoffwechsel der filtrierenden Tiere belastet, müssen Erosionsschutzmaßnahmen ergriffen werden (Uferstreifen, abschnittsweise Gehölzstreifen, entsprechende Bodenbearbeitung und Landnutzung etc.). Es sollte möglichst wenig Ackerwirtschaft betrieben und auf extensive Grünlandbewirtschaftung umgestellt werden. Nadelforste, vor allem in direkter Gewässernähe, sind zu entfernen. Ungeklärte Einleitung von Siedlungsabwässern, Eintrag von Straßenabflüssen, Nährstoffen, Schwebstoffen und Giftstoffen sind zu unterbinden. Verrohrungen, Wehre, Querverbauungen und weitere Behinderungen der Durchgängigkeit des Gewässers sind zu entfernen oder so umzugestalten, dass die Durchgängigkeit gewahrt bzw. wieder hergestellt wird. Viele weitere Möglichkeiten sind unter anderem aufgeführt bei: COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜMPELMANN 2003; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; ZIMMERMANN et al. 2000.

4.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Möglichst unmittelbar angrenzend an aktuell besiedelte Abschnitte des betroffenen Gewässers oder im besiedelten Abschnitt, da hier davon auszugehen ist, dass zumindest grundsätzliche Voraussetzungen erfüllt sind und eine Verbesserung der Situation in überschaubareren Zeiträumen zu erreichen ist. Auch bei Nachweisen einer nicht zu lange zurückliegenden Besiedlung kann eventuell auf eine grundsätzliche Eignung des Gewässers geschlossen werden. Es ist darauf zu achten, dass die Verbreitungsgrenzen und Biotopansprüche der Unterarten/Ökotypen berücksichtigt werden.

4.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Das Potential zur Schaffung naturnaher Verhältnisse muss gegeben sein. Je näher das Gewässer bereits an der Zielvorstellung eines renaturierten Gewässers ist, umso schneller und aussichtsreicher die Renaturierung.

4.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Entwicklungsdauer ist abhängig vom Ausgangszustand des Gewässers, ist aber im Allgemeinen lang. So konnte die erfolgreiche Wiederherstellung der Reproduktion des Flussmuschelbestandes im Asbach erst zwölf Jahre nach der Verbesserung der Wasserqualität festgestellt werden (HENKER et al. 2003). EICHER (2005) berichtet von einem Projekt, in dem die Verbesserung der Wasserqualität innerhalb von zehn Jahren zu einer

deutlichen Zunahme der Fundpunkte von Flussmuscheln führte, wobei hier zusätzlich mit Glochidien infizierte Wirtsfische eingesetzt wurden. Vor allem die Sanierung eines verstopften Interstitials kann lange Zeit in Anspruch nehmen (HENKER et al. 2003). Es ist daher grundsätzlich von einer langen Entwicklungszeit der Maßnahme auszugehen.

4.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Da der massive Rückgang der Muschelpopulationen offenbar vor allem durch die Verschlechterungen der Lebensbedingungen in den besiedelten Gewässern verursacht wurde, wird eine erfolgreiche Renaturierung auch zu einer Verbesserung der Lebensumstände der Muscheln führen. Wichtig ist dabei vor allem die Revitalisierung des Interstitials, da sonst eine ausreichende Reproduktion der Populationen nicht möglich ist (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; COLLING 2001; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜPELMANN 2003; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; NAGEL 1999; RÖCK 2008; SCHOLZ 1992; SCHWARZER 2007; ZETTLER & JUEG 2001, 2007; ZETTLER et al. 1995; ZIMMERMANN et al. 2000). Renaturierungsmaßnahmen haben auch schon, zum Teil in Kombination mit anderen stützenden Maßnahmen, zu Erfolgen geführt (EICHER 2005; HENKER et al. 2003). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird deshalb als sehr hoch eingestuft.

4.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte möglich mit der Landwirtschaft, dem Wasserbau, den für die Gewässerunterhaltung zuständigen Stellen und den Freizeitnutzern.

4.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

4.h Weitere Anmerkungen

Bei der Renaturierung sollte mit möglichst wenigen Eingriffen möglichst viel Gewässerdynamik erreicht, also mit minimalem Aufwand ein maximales Ergebnis erzielt werden (DEGENBECK 1993a). Dies zum einen, um Ressourcen zu sparen, zum anderen aber auch, um mögliche Beeinträchtigungen durch Baumaßnahmen (z. B. Erhöhung der Schwebstofffracht) zu minimieren.

4.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist aufgrund der langen Entwicklungsdauer trotz der sehr hohen Erfolgswahrscheinlichkeit keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Als ergänzende Maßnahme sollte sie jedoch für die langfristige Sicherung der Bestände regelmäßig herangezogen werden.

Eignung: Keine

5. Maßnahme: Optimierung des Interstitials

5.a Maßnahmenbeschreibung

Da für die Entwicklung der Jungmuscheln eine gute Durchströmung und Sauerstoffversorgung des Interstitials von entscheidender Bedeutung ist, sollten geeignete Maßnahmen gefunden werden, um das Interstitial vor Verstopfung zu schützen, bzw. vorhandene Verstopfungen zu reduzieren. Neben den im Rahmen einer Gewässerrenaturierung nahe liegenden Maßnahmen, wie der Reduktion des Schweb- und Nährstoffeintrages durch unterschiedliche

Methoden, kann wahrscheinlich eine geregelte periodische Stauhaltung mit anschließendem schnellem Ablassen des Wassers die Sedimentbildung reduzieren. Zumindest geht DEGENBECK (1993a) davon aus, dass der untere Schwerpunkt der Muschelvorkommen im Kühbach auf die spezielle Bewässerungstechnik einer ansässigen Baumschule zurückzuführen ist. Das Gewässer wird dabei kurzfristig aufgestaut. Die Öffnung des Staus führt dann zu einem stark beschleunigten Abfluss des Wassers, der sedimentiertes Material mit sich reißt (DEGENBECK 1993a). Die Aufstauung darf aber nur kurzfristig stattfinden und nicht zum Trockenfallen größerer Bereiche des Fließgewässers führen. In belasteten Abschnitten eines Gewässers kann theoretisch auch der Bodengrund ausgebaggert und durch gewaschenen Sand ersetzt werden (LECHNER 1999). Bei dieser Vorgehensweise ist vorher sicherzustellen, dass der ausgebaggerte Bereich nicht von Muscheln (Jungmuscheln schwer nachweisbar!) oder anderen bedrohten Arten besiedelt ist.

5.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme ist zur Verbesserung der Lebensbedingungen in bestehenden Muschelvorkommen des betroffenen Fließgewässers gedacht. Vor dem Ausbaggern des Sedimentes sollte allerdings gewährleistet sein, dass dieser Gewässerabschnitt nicht besiedelt ist.

5.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Von Muscheln besiedelte Fließgewässer, in denen das Interstitial mit Feinsediment zugesetzt ist oder die Gefahr besteht, dass durch Schwebstoffeintrag oder ähnliches ein Verschluss des Sedimentes eintritt.

5.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Bei nur geringfügiger Belastung des Interstitials wird die Maßnahme sofort wirken, bei starker Verstopfung wird sie allerdings kaum ausreichen. HENKER et al. (2003) gehen davon aus, dass es Jahre dauert, bis ein verstopftes Interstitial durch periodisch wiederkehrende Hochwässer gereinigt ist. Darauf führen sie zum Beispiel zurück, dass im Asbach erst zwölf Jahre nach der Verbesserung der Wasserqualität junge Flussmuscheln nachgewiesen werden konnten (HENKER et al. 2003). Die Entwicklungsdauer wird deshalb als lang eingestuft.

5.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Aufgrund der besonderen Wichtigkeit eines durchströmten Interstitials für die Jungmuscheln ist davon auszugehen, dass diese Maßnahme eine deutliche Verbesserung der Lebenssituation der Muscheln herbeiführen kann. Erfolge bei Renaturierungsmaßnahmen sind sicher zum überwiegenden Teil auf die Reinigung des Interstitials zurückzuführen (EICHER 2005; HENKER et al. 2003). Die von LECHNER beschriebene Vorgehensweise, bei der belastetes Sediment ausgebaggert und durch gewaschenen Sand ersetzt wird, hat in Bayern bereits zur erfolgreichen Besiedlung durch junge Flussmuscheln geführt (HOCHWALD, mündliche Mitteilung, zitiert in LECHNER 1999). Es werden allerdings keine Angaben gemacht, wie viel Zeit zwischen Maßnahme und Erfolgsnachweis lag. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird aufgrund des Kenntnisstandes als hoch eingestuft.

5.f Zielkonflikte

Zielkonflikte könnten mit Freizeitnutzung und eventuell mit der Landwirtschaft (Überflutung von Flächen) auftreten.

5.g Risikomanagement

Angaben zum Risikomanagement entfallen, da keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme vorliegt.

5.h Weitere Anmerkungen

Die von LECHNER (1999) beschriebene Methode des Ersatzes ausgebaggerten, belasteten Sedimentes durch gewaschenen Sand kann sicherlich nur in Einzelfällen ernsthaft erwogen werden. Es ist zu bedenken, dass dadurch neben einem schweren Eingriff an der betroffenen Stelle auch eine massive Belastung mit Schwebstoffen und eventuell mobilisierten Nähr- oder auch Giftstoffen auftreten kann. Gewässerabwärts gelegene Bereiche könnten dadurch massiv in Mitleidenschaft gezogen werden. Hier ist zumindest eine Vorgehensweise zu wählen, die solche Belastungen minimiert. Diese Maßnahme kann zwar bei entsprechend geringer Beeinträchtigung der Population schnell wirken, wird aber bei grundsätzlich ungünstigen Habitatbedingungen keine ausreichende Verbesserung in einem überschaubaren Zeitrahmen bringen. In den meisten Fällen kann man diese Maßnahme wohl nur als unterstützende, vorübergehende Maßnahme ansehen. Effizienter sind Maßnahmen, die eine deutliche Reduktion der Nähr- und Schwebstofffracht im Gewässer herbeiführen, wobei dann allerdings auf die Selbstreinigungskraft des Interstitials vertraut werden muss.

5.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der langen Entwicklungsdauer kann dieser Maßnahme trotz der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit und der zentralen Bedeutung für die langfristige Sicherung der Bestände keine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zugestanden werden (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Keine

6. Maßnahme: Stützung des Wirtsfischbestandes

6.a Maßnahmenbeschreibung

Die Bestände der Wirtsfische der Flussmuschel werden gestützt bzw. erhöht. Dies kann einerseits durch Besatzmaßnahmen (autochthones Material!) stattfinden, sollte aber bevorzugt durch Optimierung des Lebensraumes der Fischarten geschehen. Dazu gehört die Schaffung/Sicherung von Laichplätzen (z. B. kiesige Stellen für die Elritze) und Unterständen ebenso wie die Durchgängigkeit des Gewässers. Letztere macht einerseits die Ausbreitung der Muscheln über ihre Wirtsfische erst möglich und kann andererseits auch wichtig sein, um z. B. Elritzen die Flucht vor möglichen Fressfeinden zu ermöglichen. Diese Maßnahmen sind letztlich Bestandteile eines Gewässersanierungskonzeptes. Die Entnahme bestimmter Fischarten (z. B. Döbel) zur Förderung anderer Arten für die Freizeitfischerei hat ebenso zu unterbleiben wie der Besatz mit nicht heimischen oder standortfremden Arten. Ziel ist die Etablierung oder Förderung der standortgerechten Fischfauna (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1995; COLLING 2001; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜPELMANN 2003; DÜPELMANN et al. 2007; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; RÖCK 2008; SCHOLZ 1992; ZETTLER 1995, 1996; ZETTLER & JUEG 2001; ZIMMERMANN et al. 2000). Die Gewässerunterhaltung ist dauerhaft an die Bedürfnisse der Flussmuschel anzupassen.

6.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme findet in Gewässerabschnitten des betroffenen Gewässers statt, die von der Flussmuschel besiedelt sind, oder die nicht durch für die Fische unüberwindbare Querverbauungen oder sonstige Hindernisse von Flussmuschelpopulationen getrennt sind.

6.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Das Gewässer muss eine reproduktionsfähige Flussmuschelpopulation aufweisen. Es muss überwiegend strukturreich sein, ein gut durchströmtes, sauerstoffreiches Interstitial für die Jungmuscheln und Gewässergüteklasse I-II, höchstens II (Mindestanspruch der Flussmuschel) aufweisen.

6.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Maßnahme wirkt bei Vorhandensein einer reproduktionsfähigen Muschelpopulation theoretisch bereits im ersten Jahr. Der Erfolg ist aber erst nach einigen Jahren nachweisbar. In den ersten beiden Lebensjahren sind die Jungmuscheln aufgrund ihrer geringen Größe und der versteckten Lebensweise im Sediment kaum nachweisbar (DÜMPELMANN 2003; SCHOLZ 1992). HENKER et al. (2003) empfehlen nach einem Jungmuschelaussetzungsversuch im Rahmen des von ihnen begleiteten Projektes eine Nachkontrolle nach fünf Jahren, da die Tiere in diesem Alter erfahrungsgemäß recht gut nachweisbar sind. Wenn das Gewässer zunächst durch Renaturierungsmaßnahmen in einen geeigneten Zustand gebracht werden muss, so verlängert sich dieser Zeitraum unter Umständen beträchtlich. Die Entwicklungsdauer wird somit als mittel eingestuft.

6.e Erfolgswahrscheinlichkeit

In der Literatur wird immer wieder auf die Reduzierung der Reproduktionsfähigkeit von Flussmuschelbeständen bei Beeinträchtigung der Wirtsfische (Besatz mit allochthonen Arten, fischfeindlicher Gewässerumbau etc.) hingewiesen. Aufgrund dieser unbedingten Abhängigkeit von den Wirtsfischen ergibt sich logisch, dass eine Anpassung der Fischfauna an die Bedürfnisse der Muscheln eine Förderung ihres Bestandes mit sich bringt. Dass diese Maßnahme sinnvoll ist, zeigen auch die Ergebnisse von HENKER et al. (2003) bezüglich der Entwicklung der Fischfauna im Ailsbach. Die Fischfauna reagierte in diesem Beispiel sehr schnell auf die Aufwertung des Lebensraumes und wanderte sofort in die im Rahmen der Renaturierung 1999 neu angelegten Bachstrecken am Ailsbach ein. Hier wurden bereits im Jahr 2000 und vermehrt 2002 Elritzen und Döbel gefangen, deren Kiemen mit Glochidien besetzt waren. Dieser Abschnitt des Ailsbaches war vor den Maßnahmen für die Flussmuschel nicht zugänglich. Durch die Förderung der Fischfauna und das Einwandern der Fische in die renaturierten Bereiche ist zu erwarten, dass auch die Flussmuschel dort Fuß fassen können wird (HENKER et al. 2003). Die Förderung einer autochthonen Fischgesellschaft wird daher häufig als wichtige Schutzmaßnahme für die Flussmuschel genannt (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1995; COLLING 2001; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜMPELMANN 2003; DÜMPELMANN et al. 2007; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; LECHNER 1999; NAGEL 1999; SCHOLZ 1992; WICHOWSKI 1999; ZIMMERMANN et al. 2000). Die Förderung der Wirtsfische alleine kann nur dann hilfreich sein, wenn das Gewässer ansonsten in einem ausreichend guten Zustand ist und die Wirtsfische tatsächlich einen bestandslimitierenden Faktor darstellen. Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als hoch eingestuft.

6.f Zielkonflikte

Es sind Zielkonflikte mit Angelvereinen/Anglern zu erwarten. Bei größeren Maßnahmen am Gewässer auch mit der umliegenden Landnutzung (Landwirtschaft, Forstwirtschaft) und eventuell den für die Gewässerunterhaltung zuständigen Stellen.

6.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

6.h Weitere Anmerkungen

-

6.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Eignung der Maßnahme wird aufgrund der mittleren Entwicklungsdauer und der hohen Erfolgswahrscheinlichkeit als mittel eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

7. Maßnahme: Unterlassung/Anpassung von Unterhaltungs- und Pflegemaßnahmen

7.a Maßnahmenbeschreibung

Da bei Pflegemaßnahmen unmittelbar am und im Gewässer neben einer Belastung mit Schwebstoffen auch die Ausräumung, Verletzung und Tötung von Flussmuscheln zu erwarten sind, sollten in von der Flussmuschel besiedelten Bereichen und gewässeraufwärts davon keine solchen Maßnahmen durchgeführt werden. Mitunter kann die Räumung des Gewässerbettes unausweichlich und bei drohender Durchflussbehinderung auch für bestehende Flussmuschelpopulationen bedeutend sein. Dann sollte sie manuell oder zumindest nach einem angepassten Schema unter fachkundiger Aufsicht durchgeführt werden, um die Muscheln weitgehend vor direkter Beeinträchtigung zu schützen. Die Räumung erfolgt dann zeitlich versetzt in möglichst kleinen Bereichen und jeweils nur auf einer Gewässerseite. Mittelwasserbereich und Gewässersohle sollten unbeeinflusst bleiben und der Abstand zwischen den Unterhaltungsmaßnahmen möglichst groß gewählt werden. Das Räumgut wird auf Muscheln hin untersucht und die Räumzeiten werden an die Lebenszyklen der Gewässerorganismen angepasst. Die Notwendigkeit von Gewässerräumungen sollte durch entsprechende Maßnahmen (Verminderung des Makrophytenwuchses durch beschattende Ufergehölze, Verringerung von Nähr- und Schwebstoffeinträgen) möglichst weitgehend reduziert werden (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜPELMANN 2003; DÜPELMANN et al. 2007; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; NAGEL 1999; RÖCK 2008; SCHOLZ 1992).

7.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Die Maßnahme wird in aktuell besiedelten Abschnitten des betroffenen Gewässers und gewässeraufwärts davon durchgeführt.

7.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Siehe Maßnahme 6.

7.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Schonung der Flussmuschel durch Verhinderung der direkten oder indirekten Schädigung wirkt sofort. Eine Verbesserung der Grundsituation der betroffenen Population kann aber nur durch weitergehende Maßnahmen erreicht werden. Die Entwicklungsdauer ist kurz,

7.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Maßnahme eignet sich auf alle Fälle zur Vermeidung von Verlusten durch Beschädigung, Ausbaggern oder Schwebstoffbelastung der Muscheln. Es muss allerdings beachtet werden, dass bei bestimmten, von vorneherein suboptimalen Gewässerbedingungen eine regelmäßige Gewässerpflege zur Unterhaltung der Muschelpopulation notwendig sein kann. Dann ist eine Verbesserung der Gesamtsituation anzustreben, um die Gewässerunterhaltung unnötig zu machen (COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜMPELMANN et al. 2007; HENKER et al. 2003; HIEKEL 2007; NAGEL 1999; SCHOLZ 1992). Die Erfolgswahrscheinlichkeit wird als mittel eingestuft.

7.f Zielkonflikte

Zielkonflikte werden mit den für die Gewässerunterhaltung zuständigen Stellen auftreten, da die Unterhaltung teilweise gesetzlich vorgeschrieben ist (DEGENBECK 1993a). Hier sind möglicherweise auch gesetzliche Änderungen notwendig. Des Weiteren kann es zu Zielkonflikten mit Land- und Forstwirtschaft und Freizeitnutzungen kommen.

7.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

7.h Weitere Anmerkungen

Als eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme wird die Unterlassung oder Anpassung der Gewässerunterhaltung nur wirken können, wenn sich das Gewässer in einem grundsätzlich guten Zustand befindet und lediglich der Eintrag von Schwebstoffen bzw. die Entnahme oder Schädigung von Individuen durch die Pflegemaßnahme problematisch für die Flussmuschel ist. Maßnahmen, die die Gewässerunterhaltung von vorneherein unnötig machen, sind in jedem Fall vorzuziehen.

7.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Aufgrund der kurzen Entwicklungsdauer und der mittleren Erfolgswahrscheinlichkeit wird die Eignung der Maßnahme als mittel eingestuft (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5).

Eignung: Mittel

8. Maßnahme: Kontrolle von Neozoen

8.a Maßnahmenbeschreibung

Die Bestände von Bisam, Waschbär, Mink, Nutria und anderen eingebürgerten potenziellen Fraßfeinden im Umfeld bestehender Flussmuschelpopulationen sollten ständig überwacht und gegebenenfalls kontrolliert werden. Vor allem der Bisam steigt außerhalb der Vegetationsperiode mitunter auf den Verzehr von Muscheln um. Dadurch können bereits beeinträchtigte Populationen schwer geschädigt werden (BAUMGÄRTNER & HEITZ 1994; BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ 1995; COLLING & SCHRÖDER 2003; DEGENBECK 1993a, b; DÜMPELMANN 2003; HENKER et al. 2003; RÖCK 2008; SCHOLZ 1992; ZETTLER & JUEG 1997,

2001; ZIMMERMANN et al. 2000).

8.b Anforderungen an die räumliche Nähe

Aktuell von Flussmuscheln besiedelter Abschnitt des betroffenen Gewässers.

8.c Anforderungen an den Maßnahmenstandort

Gewässerabschnitt mit starkem Prädationsdruck auf die Flussmuschel.

8.d Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit

Die Schonung der Flussmuschel durch Verhinderung der direkten oder indirekten Schädigung wirkt sofort. Eine Verbesserung der Grundsituation der betroffenen Population wird aber nur durch weitergehende Maßnahmen erreicht werden können. Die Entwicklungsdauer ist kurz.

8.e Erfolgswahrscheinlichkeit

Die Maßnahme ist geeignet, um unter Prädationsdruck stehende Flussmuschelpopulationen zu fördern. So führen HENKER et al. (2003) die Zunahme der Muschelbestände in einem Teil ihres Untersuchungsgebietes im Verlaufe ihrer Untersuchungen auf die durchgeführte Bejagung des Bisam zurück. Eine wirkliche Verbesserung der Lebensbedingungen der Muscheln wird allerdings weitergehende Maßnahmen erfordern. Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist hoch.

8.f Zielkonflikte

Es sind Konflikte mit Natur- und Tierschutz zu erwarten.

8.g Risikomanagement

Siehe Maßnahme 1.

8.h Weitere Anmerkungen

Die Maßnahme stellt keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar und sollte nur in Verbindung mit habitatverbessernden Maßnahmen durchgeführt werden.

8.i Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme

Die Maßnahme weist aufgrund ihrer kurzen Entwicklungsdauer und ihrer hohen Wirksamkeit eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme auf (vgl. Bewertungsrahmen Tab. 5). Die Maßnahme stellt jedoch keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme dar, sondern sollte nur in Verbindung mit habitatverbessernden Maßnahmen durchgeführt werden.

Eignung: Hoch (keine eigenständige Maßnahme)

Fazit

Es gibt viele Möglichkeiten, für die Gemeine Flussmuschel eine Verbesserung der Situation zu erreichen. Ein begleitendes Risikomanagement ist allerdings durch die Tatsache erschwert, dass junge Flussmuscheln aufgrund ihrer geringen Größe und ihrer versteckten Lebensweise erst im Alter von fünf Jahren recht gut nachweisbar sind. Dadurch sind die meisten Maßnahmen entweder mit hohen Unsicherheiten behaftet oder/und benötigen sehr lange Laufzeiten, bis ein Erfolg nachweisbar ist. Meist wird deshalb eine Kombination mehrerer Maßnahmen über mittlere bis lange Zeiträume notwendig sein.

Literaturverzeichnis

- BAUMGÄRTNER, D. & HEITZ, S. (1994): Großmuscheln - Lebensweise, Gefährdung und Schutz. LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG, Karlsruhe. 39 Seiten
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1995): Muscheln. München. 29 Seiten
- COLLING, M. (2001): Flussperlmuschel (*Margaritifera margaritifera*) und Gemeine Flussmuschel (*Unio crassus*). In: FARTMANN, T., GUNNEMANN, H., SALM, P. & SCHRÖDER, E. (Hrsg.). Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten - Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie, Seiten 394-402. Angewandte Landschaftsökologie. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup, Bonn-Bad Godesberg.
- COLLING, M. & SCHRÖDER, E. (2003): *Unio crassus* (PHILIPSSON, 1788). In: PETERSEN, B., ELLWANGER, G., BIEWALD, G., HAUKE, U., LUDWIG, G., PRETSCHER, P., SCHRÖDER, E. & SSYMAN, A. (Hrsg.). Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 1: Pflanzen und Wirbellose, Seiten 649-664. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz: 69/1. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- DEGENBECK, M. (1993a): Bachsanierung für die Gemeine Flussmuschel: Ein Konzept für das Kühbachsystem im Tertiärhügelland (Bayern). Naturschutz und Landschaftsplanung 25: 227-233.
- DEGENBECK, M. (1993b): 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.
- DÜMPELMANN, C. (2003): Artensteckbrief Bachmuschel *Unio crassus* (Philipsson, 1788) Entwurf. Steckbrief im Auftrag von: HDGLN. 6 Seiten.
- DÜMPELMANN, C., NAGEL, K.-O. & HUGO, R. (2007): Erarbeitung eines Artenhilfskonzept für die Bachmuschel (*Unio crassus*) in Hessen (Art des Anhangs II der FFH-Richtlinie). Büro für Fischbiologie und Gewässerökologie: 64 Seiten.
- EICHER, M. (2005): Landschaftspflege und dynamische Entwicklung in der Landschaft - ein unauflösbarer Widerspruch? Langzeitergebnisse von Evaluierungen bedrohter Arten. In: J. PAIN (Hrsg.): Bewahren durch Dynamik. Regensburg 49-58.
- HENKER, A., HOCHWALD, S., ANSTEEG, O., AUDORFF, V., BABL, A., KRIEGER, B., KRÖDEL, B., POTRYKUS, W., SCHLUMPRECHT, H. & STRÄTZ, C. (2003): Zielartenorientierte Regeneration zweier Muschelbäche in Oberfranken; Ergebnisse aus dem E+E-Vorhaben "Maßnahmen zum Schutz der Bachmuschel *Unio crassus*" des Bundesamtes für Naturschutz. Angewandte Landschaftsökologie 56. Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 244 Seiten.
- 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.
- KOBIALKA, H. & COLLING, M. (2006): Kriterien zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Kleinen Bachmuschel *Unio crassus* (PHILLIPSSON 1788). In: P. SCHNITTER, C. EICHEN, G. ELLWANGER, M. NEUKIRCHEN & E. SCHRÖDER (Hrsg.). Empfehlungen für die Erfassung und Bewertung von Arten als Basis für das Monitoring nach Artikel 11 und 17 der FFH-Richtlinie in Deutschland, Seiten 104-105. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Sonderheft). Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle.
- KORZENIAK, J., ZAJAC, K. & ZAJAC, T. (2004): Relations between Unionids occurrence, in-stream vegetation and morphology of the channel in the Nida river. Nature Conservation 60: 23-29.
- LECHNER, S. (1999): Biologie und aktuelle Bestandssituation der Bachmuschel (*Unio crassus*)

- in Hessen. In: FRICKE, W., NEUGIRG, B. & PITZKE-WIDDIG, C. (Hrsg.). Schutz bedrohter Tierarten in den Fließgewässern Mittelhessens - Chancen und Aktivitäten, Seiten 9-11. Berichte der Akademie für Natur- und Umweltschutz Hessen. NZH-Verlag, Wetzlar.
- NAGEL, K.-O. (1999): Gefährdung der Großmuscheln in Mittelhessen und wissenschaftliche Artenschutzkonzepte. In: FRICKE, W., NEUGIRG, B. & PITZKE-WIDDIG, C. (Hrsg.). Schutz bedrohter Tierarten in den Fließgewässern Mittelhessens - Chancen und Aktivitäten, Seiten 12-20. Berichte der Akademie für Natur- und Umweltschutz Hessen. NZH-Verlag, Wetzlar.
- RÖCK, S. (2008): Naturqualität und Bewertung künstlicher Gewässer am Beispiel zweier Flutkanäle in der Oberrheinebene. Culterra 53. Verlag des Instituts für Landespflegeder Universität Freiburg, Freiburg, 180 Seiten.
- SCHOLZ, A. (1992): Die Grossmuscheln (Unionidae) im Regierungsbezirk Detmold - Verbreitung, Biologie und Ökologie der Ostwestfälischen Najaden. Naturschutz - Landschaftspflege: 49.
- SCHWARZER, A. (2007): Die Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Weil. Darstellung der Vermehrungs- und Ansiedlungsbemühungen im zweiten Projektjahr. Kurzbericht im Auftrag von: Regierungspräsidium Gießen: 11 Seiten.
- WICHOWSKI, F.-J. (1999): Aktuelle Situation potentieller Wirtsfische von einheimischen Großmuscheln. In: FRICKE, W., NEUGIRG, B. & PITZKE-WIDDIG, C. (Hrsg.). Schutz bedrohter Tierarten in den Fließgewässern Mittelhessens - Chancen und Aktivitäten, Seiten 25-33. Berichte der Akademie für Natur- und Umweltschutz Hessen. NZH-Verlag, Wetzlar.
- ZAJAC, K. & ZAJAC, T. (2006): Habitat selection of *Unio crassus*. In: MALCHUS, N. & PONS, J. M. (Hrsg.). International Congress on Bivalvia: Abstracts., Seite 78. Organisms, Diversity and Evolution: 6, Electr. Suppl. 16. Elsevier GmbH, München.
- ZETTLER, M. L. (1995): Zwei weitere Vorkommen der Bachmuschel *Unio crassus* (Philipsson 1788) im Warnow-Einzugsgebiet. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 38: 55-60.
- ZETTLER, M. L. (1996): Populationen der Bachmuschel *Unio crassus* (Philipsson 1788) in den Einzugsgebieten der Elbe und Warnow in Mecklenburg-Vorpommern - Ein Vergleich. In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE E. V. (Hrsg.): Jahrestagung 1995. Berlin. 446-450.
- ZETTLER, M. L. & JUEG, U. (1997): Vergleich von vier Populationen der Bachmuschel *Unio crassus* in Mecklenburg-Vorpommern. Schriften zur Malakozoologie 10: 23-33.
- ZETTLER, M. L. & JUEG, U. (2001): Die Bachmuschel (*Unio crassus*) in Mecklenburg Vorpommern. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 44: 9-16.
- ZETTLER, M. L. & JUEG, U. (2007): The situation of the freshwater mussel *Unio crassus* (Philipsson, 1788) in north-east Germany and its monitoring in terms of the EC Habitats Directive. Mollusca 25: 165-174.
- ZETTLER, M. L., KOLBOW, D. & GOSSELCK, F. (1994): Die Unioniden im Warnow-Einzugsgebiet unter besonderer Berücksichtigung der Bachmuschel (*Unio crassus* Philipsson 1788) (Mollusca: Bivalvia). Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 37: 30-39.
- ZETTLER, M. L., KOLBOW, D. & GOSSELCK, F. (1995): Ursachen für den Rückgang und die heutige Verbreitung der Unioniden im Warnow-Einzugsgebiet (Mecklenburg/Vorpommern) unter besonderer Berücksichtigung der Bachmuschel (*Unio crassus* PHILIPSSON 1788) (Mollusca: Bivalvia). In: DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR LIMNOLOGIE E. V. (Hrsg.): Jahrestagung 1994. Eigenverlag DGL, Hamburg. 597-601.
- ZIMMERMANN, U., GÖRLACH, J., ANSTEEG, O. & BÖSSNECK, U. (2000): Bestandsstützungsmaßnahme für die Bachmuschel (*Unio crassus*) in der Milz (Landkreis Hildburghausen). Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 37: 11-16.