Vorwiegend im Uferbereich rastende Limikolen

Alpenstrandläufer *Calidris alpina* ID 1, Bekassine *Gallinago gallinago* ID 4, Bruchwasserläufer *Tringa glareola* ID 7, Dunkler Wasserläufer *Tringa erythropus* ID 8, Flussuferläufer *Actitis hypoleucos* ID14, Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* ID 17, Grünschenkel *Tringa nebularia* ID 22, Rotschenkel *Tringa totanus* ID 44, Uferschnepfe *Riparia riparia* ID 61, Waldwasserläufer *Tringa ochropus* ID70, Zwergschnepfe *Lymnocryptes minimus* ID 79

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung" ☒ „Enge Abgrenzung" ☐

Fortpflanzungsstätte: siehe die separate artbezogene Darstellung der in NRW auch als Brutvogel vorkommenden Arten.

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und/oder Herbstrast in der Regel in Trupps an geeigneten Plätzen, i. d. R. auf Schlammflächen und in Flachwasserbereichen an Gewässerufern sowie auf gewässernahen überschwemmten Grünlandflächen, rasten. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen (die z. B. auch in zeitweise überschwemmten Ackerflächen liegen können) gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rastplätze. Diese traditionellen Rastplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen innerhalb der Ruhestätte aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den essenziellen regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Rast und die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann.

Die hier behandelten Arten rasten vorwiegend im Uferbereich, jedoch treten Überschneidungen zu den vorwiegend auf Feuchtgrünland rastenden Limikolen auf (siehe Formblatt für Großen Brachvogel, Goldregenpfeifer, Kampfläufer, Kiebitz). Insbesondere der Kampfläufer kann auch auf Feuchtgrünland rasten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV 2010)

- Alpenstrandläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer, Dunkler Wasserläufer, Flussuferläufer, Grünschenkel, Rotschenkel, Uferschnepfe, Waldwasserläufer: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet.
- Zwergschnepfe: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen

Habitatanforderungen

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

- Alpenstrandläufer (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden (z.B. Altarme, Absetzbecken, Rieselfelder).
- Bekassine: Wichtig ist neben guter Erreichbarkeit von Nahrung im Flachwasser von 0-10 cm Tiefe mit stocherfähigem Boden eine ausreichende Deckung (infolge der durch das Sondieren herabgesetzten Alarmbereitschaft möglicherweise ausgeprägter als bei anderen Limikolen), so dass in der Regel nur von Flachwasser durchsetzte oder unmittelbar ans Wasser grenzende, nicht zu dicht geschlossene und nicht zu hohe Pflanzenbestände von Bekassinentrupps aufgesucht werden. Bevorzugte Rastplätze sind daher neben Annuellenfluren von Uferstreifen auch Großseggenbestände, die Randzonen geschlossener Röhrichte, Feuchtwiesen (in Mitteleuropa vor allem auf dem Frühjahrszug in überschwemmten Flussniederungen), deren Vegetationsdecke durch kleine Gräben, Schlammbänke usw. unterbrochen ist, Rieselfelder, frisch abgelassene Fischteiche, künstliche Schlammbänke, vorübergehend auch trockene oder vernässte Ackererde u.a. mehr. Auf dem Zug werden nicht selten auch Entwässerungsgräben, Wasserlöcher, kleine Pfützen und Vernässungsflächen aller Art inmitten großer, völlig ungeeigneter Kulturflächen gezielt genutzt. Im Winter in Mitteleuropa häufig an kleinen Fließgewässern, Quellsümpfen oder Abzugs- oder Abwassergräben (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 59f). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.
- Bruchwasserläufer: Auf dem Zug sehr vielseitig, breiter eingenischt als alle anderen Tringa- Arten; bevorzugt vor allem nahrungsreiche Flachwasserzonen sowohl auf Schlammflächen als auch auf locker bewachsenen Flachufern, aber auch überschwemmten Wiesen und Auwäldern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 526 f). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.
- Dunkler Wasserläufer: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden (LANUV 2010). Nahrungserwerb bevorzugt im Flachwasser mit 6-7 cm Tiefe (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 369).

- Flussuferläufer: Zur Zugzeit an Ufern von Binnengewässern aller Art, regelmäßig auch an schmalen Kies- und Schlammufern, die von höherer Vegetation überdeckt sein können, auch an natürlichen und künstlichen Steilufern sowie Uferverbauungen, selbst auf stark geneigten Betonufern an der Wasserkante nahrungssuchend. Kurzfristig auch an kleinsten Tümpeln und Pfützen, Abzugsgräben usw. Im Gegensatz zu Wasserläufern aber nicht so regelmäßig an großen offenen Schlammflächen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 575). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Fließgewässer, Flussniederungen und Seen mit naturnahen Uferbereichen (sandigen, kiesigen Stellen).
- Grünschenkel: Rastvögel sind an Flachufern stehender Gewässer und temporärer Wasserflächen anzutreffen, vor allem auf Schlammbänken, aber auch gelegentlich an Kiesufern und auf Flusskiesbänken oder überfluteten Wiesen. Die Nahrungshabitate sind sehr vielseitig; vegetationsreiche Uferabschnitte (z. B. kleine Schlammbuchten im Röhricht) werden nackten Sandbänken in der Regel aber vorgezogen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 464). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.
- Rotschenkel (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden.
- Uferschnepfe (LANUV 2010): Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden. Die Seichtwasserzonen an Flachgewässern in offenen Räumen dienen insbesondere als Ruhe- und Schlafplatz (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 201).
- Waldwasserläufer: Außerhalb der Brutzeit sind Waldwasserläufer an den verschiedensten Wasseransammlungen, mitunter auch an Kleinstgewässern anzutreffen (z. B. Viehtränken, Torfstichen, Wasserlöchern, Regenpfützen, Be- und Entwässerungsgräben, versumpften Bodenvertiefungen, Restseen in Kies- und Sandgruben). Offene Schlamm- oder Sandflächen werden in der Regel gemieden oder höchstens zur Nahrungsaufnahme aufgesucht; für die übrige Zeit weichen die Vögel an baum- oder buschbestandene Gewässer aus (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 501). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Fließgewässer, Seen, Kläranlagen, Bergsenkungsgebiete mit Flachwasserzonen und Schlammflächen.
- Zwergschnepfe: Rastplätze auf dem Durchzug oder bei Winterausharrern in Mitteleuropa sind an moorige, feuchte bis nasse Wiesenflächen, Flachmoore, Verlandungszonen, Rieselfelder mit Deckung, junge Ruderalflächen mit wasserstauender Oberfläche, bewachsene Schlick- und Schwemmflächen, seltener auch Bach- oder Flussufer sowie Acker- oder Geröllflächen oder grasige Wege als Ausweichbiotope bei geringem Rastplatzangebot bzw. bei Störungen. Der Pflanzenwuchs soll ausreichend Deckung bieten, darf aber nicht zu hoch und zu dicht stehen. Bevorzugt werden z.B. durch Weidevieh zertretene Sumpfseggengesellschaften, Randzonen von höheren Carex-, Typha- oder Phragmites-Beständen, vor allem wenn schlammiger Boden zutage tritt. Innerhalb der potenziellen Rastplätze nehmen die von Winterausharrern bevorzugten Stellen fast als Regel nur eine sehr kleine Fläche (manchmal nur wenige qm) ein. Falls die Färbung des Untergrundes mit der Gefiederfarbe übereinstimmt und bestimmte Einzelstrukturen (Trittsiegel von Weidevieh, Fahrspuren landwirtschaftlicher Fahrzeuge, kleine Trampelpfade in höherer Vegetation) sowie andere Unebenheiten vorhanden sind, in denen sich Wasser sammelt oder die zusammenhängende Vegetationsdecke eine Lücke aufweist, begnügt sich die Zwergschnepfe mit Kleinst-Lebensräumen. Bei Verlust optimaler Biotope als Folge der Winterwitterung wechseln Zwergschnepfen an Uferränder offener Flüsse und Bäche, auch von Abwasserteichen und –graben selbst in oder an Ortschaften und Gehölzen. Unter solchen Bedingungen findet u.a. häufiger Wechsel zwischen Ruhe- und Nahrungsplatz statt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 19). Das LANUV (2010) nennt für NRW folgende bedeutende Rasthabitate: Nasswiesen, Moore, Verlandungszonen von Feuchtgebieten und Rieselfelder mit geringer Vegetationshöhe.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Schlaf- und Nahrungshabitate können räumlich identisch sein, ansonsten sollen sie in unmittelbarer räumlicher Nähe zueinander liegen (umso näher, desto günstiger).

Sonstige Hinweise

- Die Arten können miteinander vergesellschaftet auftreten.

Maßnahmen

1. Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer (G2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch die Anlage von flachen Kleingewässern mit breiten, schlammigen Uferzonen entstehen attraktive Rasthabitate für rastende Limikolen, die dort nach Nahrung suchen oder ruhen. Die Gewässer können grund- oder stauwassergespeist sein.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Der Standort muss von den Grund- oder Stauwasserverhältnissen zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.
- Maßnahmenstandorte mind. 200 m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft. (Flussufer-, Waldwasser-, Bruchwasserläufer und Zwergschnepfe nehmen auch Kleingewässer mit entsprechenden Uferstrukturen in Auwäldern an.)
- Einbettung in großflächig offene, störungsberuhigte Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Die Flachgewässer sollen durchschnittlich ca. 50 cm tief sein und eine Maximaltiefe von 80 cm nicht überschreiten (ABU 1992 S. 124). Sie können grundwassergespeist (Blänken) oder hoch- bzw. stauwassergespeist sein (Flutmulden, LANUV 2011 S. 96). Die Randbereiche sollen zur Rastzeit breite, flache und schlammige Uferzonen (Stochermöglichkeit) aufweisen und einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Flachgewässer mind. 1500 qm.
- Kombination von flach überstauten Bereichen und Flachgewässern
  - ABU (1992, S. 124) fand in den Ahsewiesen (Kreis Soest), dass mit zunehmendem Anteil der flach überstauten (Grünland-) Flächen sich die Ansammlungen rastender Limikolen in diese Bereiche verlagerte, bis der Wasserstand im Laufe des Frühjahrs dort so stark gesunken war, dass diese unattraktiv wurden. Dann wurden wieder vermehrt die tieferen und länger wasserführenden Blänken angenommen

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers (bei Beweidung entstehen durch Trittwirkung offene Bodenstellen, die für bevorzugt auf Schlammböden rastende Limikolen vorteilhaft sind, WEGGLER & MÜLLER 1996 S. 159). Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Ephemere Wasserstellen sind in der Regel kurzfristig innerhalb von 1 Jahr herstellbar und wirksam. Eine rasche Annahme von Flachwasserbereichen ist z. B. bei ABU 1992 (Kreis Soest) und bei WEGGELER & MÜLLER 1996 S. 158 (Schweiz) dokumentiert.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam.
- Die Maßnahme wird z. B. von LANUV (2011 S. 98) empfohlen, ansonsten im Rahmen der Wiedervernässung genannt. Die Annahme von geschaffenen Flachwasserbereichen durch die rastenden Zielarten ist z. B. bei ABU (1992), KLOSE (2002), RAMM et al. (2003), SCHMIDT (2002) und WEGGELER & MÜLLER (1996) nachgewiesen.
- Falls die Maßnahme im Rahmen einer flächigen Wiedervernässung von Feuchtgrünland durchgeführt wird, ist wegen der Komplexität der Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (vgl. Maßnahme: Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage und naturnahe Gestaltung von Gewässern (G1.1, G3.1, G3.3, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuanlage von Gewässern oder Durchführung von Optimierungsmaßnahmen an bestehenden Gewässern wie Schaffung flacher Ufer, Schaffung offener Uferbereiche, Rückbau von Uferbefestigungen werden für rastende Limikolen attraktive Habitate geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzu-

stellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.

- Der Standort muss von den Grund- oder Stauwasserverhältnissen zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.
- Optimierung vorhandener Gewässer: Gewässer mit Aufwertungspotenzial z. B. bezüglich der Ufersteilheit, der Ufervegetation oder Uferverbauungen (z. B. Rieselfelder, Klärteiche, Abbaugewässer).
- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen).
- Einbettung in großflächig offene, störungsberuhigte Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Neuanlage oder Optimierung von Gewässern mit ausgedehnten Flachwasser- und Schlammuferzonen (Stochermöglichkeit). Die flachen Ufer sollen einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Gewässer mind. 1500 qm Flachwasserzone.
    - Bei WEGGELER & MÜLLER (1996 S. 160, Schweiz) zeigte sich, dass Bereiche, die zur Vegetationszeit weniger als 20-30 cm überspült sind, rasch einwuchsen, wodurch sich die für Limikolen nutzbare Wasserfläche und die Rastbestände anfänglich verringerten. Die Autoren weisen auf den idealen Limikolenteich nach REHFISCH (1994) hin: Dieser soll, um das Einwachsen zu verlangsamen, einen ca. 20-30 cm hohen, stufigen Rand unmittelbar unterhalb der Hochwasserlinie aufweisen, so dass auch die äußersten Schlickbereiche bei Hochwasser genügend überspült bleiben. Der eigentliche Teich ist als eine sehr flach absinkende Wanne (evtl. mit Inseln) gestaltet und weist an der tiefsten Stelle ein kleines, ständig wassergefülltes Refugium auf, in dem ein Teil der Benthosfauna die Niedrigwasserphase überdauern kann (Profil eines „umgestülpten Sombreros“). Das Modell von REHFISCH (1994) wird jedoch von GREEN & HILTON (1998) einer kritischen Analyse unterzogen, dessen Wirksamkeit erst noch empirisch nachgewiesen werden müsse.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers (bei Beweidung entstehen durch Trittwirkung offene Bodenstellen, die für bevorzugt auf Schlammböden rastende Limikolen vorteilhaft sind, WEGGLER & MÜLLER 1996 S. 159).
- Uferzone periodisch und abschnittweise wieder in einen vegetationsfreien bzw. -armen Pionierzustand zurückversetzen; lückigen Vegetationsbewuchs der Parzellen anstreben (SCHLEGEL & WEBER 2005, S. 66). Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.
- In den ersten Jahren kann eine regelmäßige Nachsteuerung des Wasserhaushalts notwendig sein. Wichtig ist, dass der Wasserstand während der gesamten Rastzeit günstige Bedingungen gewährleistet (dies kann auf unterschiedlichen Teilflächen erfolgen), um die Rastvögel in die Lage zu versetzen, die für den Zug erforderlichen Fettreserven aufzufrischen.
    - WEGGLER (1992 S. 189) berichtet vom Klingnauer Stausee (Schweiz), dass die Schlickflächen für die dortigen Rastvögel (u. a. Kiebitz, Kampfläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer) anziehend wirkten. Die günstigen Bedingungen „können sich aber bei steigendem Wasserstand rasch ändern und dann über längere Zeit (max. über 2 Tage) sehr ungünstig sein. Den Limikolen stehen keine Ausweichgebiete in der näheren Umgebung zur Verfügung. Die beiden Kurzstreckenzieher Kiebitz und Bekassine versuchten solche ungünstigen Verhältnisse am Stausee mit einer Ruhephase zu überbrücken (...).“

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässer mit Flachwasserzonen sind kurzfristig herstellbar und im Regelfall unmittelbar nach Anlage wirksam (z. B. WEGGLER & MÜLLER 1996). Für die Etablierung eines neuen Grundwasserstandes nach Wiedervernässung (vgl. Maßnahme: Anlage von flachen Kleingewässern mit Schlammufer) kann allerdings auch ein längerer Zeitraum erforderlich sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar.
- Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig empfohlen (z.B. LANUV 2011 S. 101, RÜCKRIEM et al. 2009 S. 136, 145, 148). Die Annahme von geschaffenen Flachgewässern ist z. B. bei BECKERS (2002), JOREK (1976), SCHÄFER (2010), SCHLEGEL & WEBER (2005), THIES (1992) und WEGGLER & MÜLLER (1996) nachgewiesen.
- Gewässerneuanlagen erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist bei Gewässerneuanlagen im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für rastende Limikolen besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen.

Quellen:

Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. (1992): Bedeutung von Feuchtwiesen als Rastgebiet für Watvögel. Vogelwelt 113: 122-133.

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

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 7. Charadriiformes (2. Teil): Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 893 S.

Green & Hilton (1998): Management procedures required to increase chironomid availability to waders feeding on artificial lagoons remain unclear. Journal of Applied Ecology 35 (1): 9-12.

Jorek, N. (1976): Managementziele und -methoden für einen Flachwasserbiotop. Natur und Landschaft 51(11). 316-321.

Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38.

Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Winter-

gäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads, Abruf 10.10.2011

Ramm, G.; Wosegien, A. (2003): Aschhorner Moor und Königsmoor – Renaturierte Hochmoorflächen als Lebensraum für Vögel. Der Falke 50 (12): 378-382.

Rehfisch, M. M. (1994): Man-made lagoons and how their attractiveness to waders might be increased by manipulating the biomass of an insect benthos. Journal of Applied Ecology 31 (2): 383-401.

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Schäfer, S. (2010): Die Vogelwelt des NSG Tongruben nach den Wiedervernässungsmaßnahmen des Fördervereins. Eine Zwischenbilanz 2010. Collurio 28: 24-34.

Schlegel, J.; Weber, J. (2005): Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Schlussbericht Untersuchungszeitraum 1994 – 2004. Verein Pro Riet Rheintal, www.pro-riet.ch, Abruf 28.10.2011.

Schmidt, E. (2002): Die Entwicklung der Vogelwelt eines aufgelassenen Polderteils bei Langen Jarchow (Ldkrs. PCH und NWM). Nat.schutzarb. Mecklenbg.-Vorpomm. 45,1: 35-41.

Thies, H. (1992): Die Klärteiche im Kreis Segeberg - neue Wasservogellebensräume. Corax 14: 329-354.

Weggler, M. (1992): Nahrungssuchverhalten von vier Limikolenarten: Fortbewegungsmuster, Sucherfolg und Raumnutzung. Ornithologischer Beobachter 89: 177-190.

Weggler, M.; Müller, W. (1996): Pflegemaßnahmen gegen die Verlandung von Flachwasserzonen im Neeracher Ried: Erfolgskontrolle anhand der Bestandsentwicklung rastender Limikolen. Der Ornithologische Beobachter 93(2). 153-161

Baumfalke *Falco subbuteo* ID 2

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

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

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

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

Anforderungen an Qualität und Menge:

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Baumfalken große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste). Die Maßnahme zum Schutz von Bruthabitaten wird z. B. von FIUCZYNSKI & SÖMMER (2011 S. 336) empfohlen.

- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass die Baumfalken bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen und Vorkommen nestbauender Arten ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Anlage von Kunsthorsten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger etc.) zu achten.

- Baumreihen, Bäume am Waldrand bzw. Gittermasten oder Feldgehölze; lückige Bestände, idealerweise mit Kiefer und in wärmebegünstigter, exponierter Lage; günstige An- und Abflugmöglichkeit. Mind. 1 Aussichts- und Ruhebaum soll in der Nähe und vom Horst aus einsehbar sein. Die Anbringung am Baum muss so erfolgen, dass der Horst sicher befestigt ist und dass Äste vom Horstrand weggehen, die von den Ästlingen später benutzt werden können. Bei Sturm stark schwankende Bäume sollten nicht genutzt werden, damit die Jungen nicht abstürzen, wie in einem Fall geschehen. Der Horstrand muss griffsicher für die Jungfalken sein (HASTÄDT & FIEDLER 1991).

- Nähe zu geeigneten Nahrungshabitaten mit hohem Kleinvogel- und Großinsektenvorkommen muss gegeben sein, keine Anlage von Kunsthorsten im Waldesinneren.

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Kunsthorsten für den Baumfalken können auch andere Greifvögel (Waldohreule, Turmfalke) profitieren. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar mind. 3 Horste anzubringen.

- Aufhängung in Bäumen, bevorzugt in stabilen Kiefern, Pappeln oder Eichen, im oberen Kronendrittel. Verwendung von Weidenkörben, Durchmesser ca. 40-50 cm, Höhe 10-15 cm (HASTÄDT & FIEDLER 1991, REUSSE 1993). In der Krone ist der Horst so anzubringen, dass er von oben und dem Bestandesinneren durch Zweige geschützt ist, d. h. Anflug nur von der angrenzenden Freifläche (als Schutz vor dem Habicht, REUSSE 1993).

    - Hinweise für die Gestaltung: Auspolsterung mit einem in Größe des Nistkorbes ausgestochenen Rasenstückes mit dichtem Feinwurzelgeflecht (trocken, Erde ausgeklopft, Unterseite nach oben; alternativ auch festgebundenes, langhalmiges Gras, aber Gefahr des Herauswehens). Horstmulde nur so tief anlegen, dass ein brütender Falke über den Horstrand sehen kann. Anlage eines aus langhalmigen Gräsern gewickelten Ringes am Korbrand, um Wegrollen der Eier zu verhindern (Befestigung mit Draht). Anbringen von waagerecht vom Horst wegführenden Zweigen für die Ästlinge (falls nicht vorhanden) (FIUCZYNSKI 1986, HASTÄDT & FIEDLER 1991, REUSSE 1993).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Maßnahmentyp ist nicht notwendig, wenn im Raum aufgrund des Vorkommens von nestbauenden Arten (v. a. Rabenvögel) das Angebot von Horsten kein limitierender Faktor ist. Die Kunsthorste erfüllen dann lediglich die Aufgabe eines stützenden und ergänzenden Angebotes. (Langjährig) verwaiste und krähennesterfreie Gebiete werden nicht notwendigerweise durch Angebot von Kunsthorsten neu besiedelt, wenn andere Faktoren als das Angebot geeigneter Horste die Besiedlung verhindern (FIUCZYNSKI 1986). In besetzten Gebieten hingegen, in denen die Baumfalken nach Rückkehr aus dem Winterquartier durch forstliche Maßnahmen, Kahlschlag etc. nur noch (krähennesterfreie) Restbestände an Wald vorfinden, können selbst kurzfristig aufgehängte Kunsthorste eine entscheidende und günstige Rolle spielen (FIUCZYNSKI 1986).

- Kunsthorste können positive Auswirkungen auf den Baumfalken haben, da die Rabenvögel Bindegarn in ihre Nester einbauen können, was für Baumfalken ein Strangulationsrisiko nach sich zieht (FIUCZYNSKI et al. 2009, KLAMMER 2006, LANGEMACH et al. 2009).

- Von dem Maßnahmentyp können auch andere, früher brütende Arten (z. B. Turmfalke, Waldohreule) profitieren (siehe oben, Konkurrenzsituation beachten). Diese „Fremdbenutzung“ kann durch Ausbringung neuer Kunsthorste Anfang / Mitte Mai reduziert werden (REUSSE 1993) oder eventuell durch einen Holzdeckel, der erst im Mai geöffnet wird (KLAMMER 2006), da der Baumfalke später als Waldohreule und Turmfalke mit der Brut beginnt.

- Die Anwesenheit von Habichten kann sich negativ auf den Baumfalken auswirken, direkt als potenzieller Prädator, indirekt über die Vertreibungswirkung auf die nestbauenden Krähenvögel (ELLENBERG 1985, FIUCZYNSKI 1991).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Die Annahme von Kunsthorsten ist z. B. nachgewiesen bei FIUCZYNSKI (1986), FIUCZYNSKI & SÖMMER (2011), REUSSE (1993).

- Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 7.11.2011) wird die Maßnahmeneignung mit „mittel“ eingeschätzt. Es bestehen Zweifel, ob die allgemein angenommene Wirksamkeit auf die Verhältnisse in NRW übertragbar ist. Es bestehen keine Anwendungserfahrungen in NRW.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

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

3. Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten: Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (G1.1, G3.1, O3.1.2, O2.1, O2.2, W4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen- bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Baumfalken relevanten Nahrungstieren.
- Anlage / Optimierung von Gewässern (G1.1): Größe der gesamten Wasserfläche > 500 qm, Aufteilung in mehrere Kleingewässer ist möglich. Bezüglich der Neuanlage / Optimierung gelten die allgemeinen Hinweise zur Gestaltung von (Libellen-) Kleingewässern (z. B. JEDICKE 1988, MAmS 2000, BANSE & BANSE 1985, PRETSCHER 1976, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2006, STERNBERG et al. 1999, S. 62). Wesentlich sind: Gewährleistung einer dauerhaften Wasserführung in der Zeit der Anwesenheit des Baumfalken (April bis September) auch bei Trockenzeiten; Vorhandensein von Flachwasserbereichen für eine schnelle Erwärmung; Gewährleistung einer ausreichenden Besonnung (> 80 % des Gewässers); Gewährleistung der Flugjagd / Überflugmöglichkeit, Fischfreiheit. Bei angrenzender landwirtschaftlicher Intensiv-Nutzung mind. 10 m breite Pufferstreifen zur Verminderung des Nährstoffeintrags angrenzender Flächen, extensive Nutzung (Mahd) der Pufferflächen
- Anlage und Pflege von Hecken (O3.1.2): Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Der Saum ist einmal pro Jahr oder alle 2 Jahre abschnittsweise ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes. Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Baumfalken durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigen Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).

- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen (O3.1): Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.

- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern (W4.1). Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreiche Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.

- Bei den folgenden Maßnahmen im Acker (Extensivierung O2.1, Brache O2.2) sollen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten Die Maßnahmen werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt.
    - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Gewässer: Es gelten die allgemeinen Hinweise zur Gestaltung / Pflege von (Libellen-) Gewässern (s. o.). Insbesondere ist auf eine ausreichende Besonnung (Pflegeschnitte) und eine Fischarmut (ggf. Elektrobefischung) zu achten, weiterhin ggf. abschnittsweise Entkrautung bei starkem Wasserpflanzenaufkommen.

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst". Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.

- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht mit hohen Baumreihen o. a.

- Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch

Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).

- Die sorgsame Verwendung von Bindegarn bei Maßnahmendurchführung bzw. das Aufsammeln von herumliegenden Bindegarnresten in besetzten Baumfalkenrevieren verringert das Strangulationsrisiko (FIUCZYNSKI & SÖMMER 2011 S. 337).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

- Ackerbrachen: Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Baumfalken zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

- Hecken, Baumreihen, Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZEIDLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Angaben zur Priorisierung:

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

Quellen:

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

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

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

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

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

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

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

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

Fiuczynski, K. D.; Hastädt, V.; Sömmer, P. (2009): Der Baumfalke (Falco subbuteo) im Berliner Raum: Populationsentwicklung, Reproduktion, Habitatveränderung und Schutzmaßnahmen. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 327-340

Fiuczynski, K. D.; Sömmer, P. (2001): Baumfalke (Falco subbuteo). In Kostrzewa, A.; Speer, G. (Hrsg.): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz. 2. Auflage, Aula-Verlag, Wiebelsheim, S. 82-85.

Fiuczynski, D.; Sömmer, P. (2011): Der Baumfalke Falco subbuteo. Die Neue Brehm-Bücherei Band 575. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 372 S.

Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.

Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.

Gluer, B., F. Prünte & W. Prünte (1990): Gehäuftes Brüten des Baumfalken (Falco subbuteo) auf Freileitungsmasten. Charadrius 26: 146-150.

Gruttke, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 367-376.

Hastädt, V.; Fiedler, A. (1991): Auswertung vierjähriger Baumfalkenbeobachtung in den Kreisen Königs-Wusterhausen und Zossen im Bezirk Potsdam. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 2: 366-374.

Jedicke, E. (1988): Kleingewässer – Teiche, Tümpel, Weiher. Ravensburger Buchverlag Otto Maier GmbH, Ravensburg, 127 S.

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

Klammer, G. (2006): Neues Revierverhalten und Biotopwechsel beim Baumfalken Falco subbuteo? Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 5 (2006): 233-243.

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

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

Langgemach, T.; Sömmer, P.; Block, B.; Dürr, T. (2009): Langzeituntersuchungen zu den Verlustursachen bei Greifvögeln, Eulen und anderen Vogelarten in Brandenburg. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 27-46.

MAmS - Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (2000). Hrsg. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Abteiltung Straßenbau, Straßenverkehr.

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

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz Betriebsstelle Lüneburg NLWKN & Bundesanstalt für Immobilienaufgaben Bundesforst – Hauptstelle Wense (2009): Life-Natur-Projekt Große Pflanzenfresser zur Pflege und Erhaltung von Küstenheiden LIFE05 NAT/D/000051. Schlussbericht 2009, Berichtszeitraum 01.10.2005 – 30.09.2009. Anhang I (zu Maßnahme C.1) Kleingewässer. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8543&article_id=42153&_psmand=26, Download 14.3.2011.

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

Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

Pretscher, P. (1976): Hinweise zur Gestaltung eines Libellengewässers. Natur und Landschaft 51 (9): 249-251

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

Reusse, P. (1993): Habitatansprüche und Bestandsförderung des Baumfalken (Falco subbuteo) nach 15jährigen Untersuchungen in der Großenhainer Pflege. Artenschutzreport 3/1993: 1-6.

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Schäfer, S. (2010): Die Vogelwelt des NSG Tongruben nach den Wiedervernässungsmaßnahmen des Fördervereins. Eine Zwischenbilanz 2010. Collurio 28: 24-34.

Schlegel, J.; Weber, U. (2005): Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Schlussbericht Untersuchungszeitraum 1994 – 2004. Verein Pro Riet Rheintal, www.pro-riet.ch, Abruf 28.10.2011

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2006): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 7: Pfützen und Tümpel. www.birdlife.ch/pdf/tuempel.pdf, 14.3.2011

Sternberg, K. (1999): Populationsökologie und Ausbreitungsverhalten. In: Sternberg, K.; Buchwald, R. (1999, Hrsg.): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer-Verlag, Stuttgart.

Sternberg, K.; Buchwald, R.; Höppner, B.; Hunger, H.; Rademacher, M.; Röske, W.; Schiel, F.-J.; Schmidt, B. (1999): Libellenlebensräume im Gewässermanagement. In: Sternberg, K.; Buchwald, R. (1999, Hrsg.): Die Libellen Baden-Württembergs. Band 1: Allgemeiner Teil, Kleinlibellen (Zygoptera). Ulmer-Verlag, Stuttgart. S. 53-64.

Wildermuth, H. (1986): Die Auswirkungen naturschutzorientierter Pflegemaßnahmen auf die gefährdeten Libellen eines anthropogenen Moorkomplexes. Natur und Landschaft 61 (2): 51-.55

Zettelmeyer, W. (1986): Die Bedeutung der Kleingewässer für den Biotop- und Artenschutz. Mitteilungen der Faunistischen Arbeitsgemeinschaft Weserbergland 1986 (3/4): 185-194.

Baumpieper *Anthus trivialis ID3*

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

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

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Da häufig instabile Biotope besiedelt werden (Windwürfe, Kahlschläge, Aufforstungsflächen), ist die Brutplatztreue mehrjähriger Vögel nicht stark ausgeprägt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 593). Z. B. besetzten in Mittelwestfalen (nur Kahlschläge und lichte Eichenbaumhölzer) von 50 wiedergefangenen Männchen in späteren Jahren 70% dasselbe Revier, die übrigen führten Umsiedlungen über 50–1300 m durch (ebd. nach LOSKE). Aufgrund der hohen Gebietstreue (BAUER et al. 2005 S. 475) und teilweiser Revier- und

Geburtsortstreue (MEURY 1989, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 593, VAN HELKE 1981) sollten die Maßnahmen jedoch idealerweise in der Nähe bereits bestehender Vorkommen bzw. im Umfeld der betroffenen Reviere durchgeführt werden (bis ca. 1 km).

- Starke Verinselung potenzieller Brutbiotope kann möglicherweise zu sehr losem Paarverband führen. So wurde in einem während 14 Jahren besetzten isolierten Revier nie ein Ersatzgelege eines erfolglos brütenden Weibchens gefunden; solche Weibchen siedelten regelmäßig um, während sich das reviertreue Männchen neu verpaarte. Territoriale Männchen versuchten in der durch starke Verinselung geeigneter Habitate gekennzeichneten Kulturlandschaft des Aargauer Reußtales (Schweiz) gleichzeitig mehr als ein Revier zu behaupten, was zu sukzessiver Bigynie und Umsiedlungen zwischen potenziellen Brutinseln führen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 592, VAN HELKE 1981).

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Auflichtung von Wäldern / Waldrändern und Anlage von Krautsäumen

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Auflichtung von dichten, wenig strukturierten Waldbeständen: Mindestgröße der Auflichtung 1 ha, Absenkung des Bestockungsgrades bis ca. 0,3.
- Deckungsgrad der Krautschicht > 50 %, Wechsel von bultigen Gräsern (z. B. Wald-Zwenke) oder Einzel-Stauden zur Nestanlage und kurzrasigen Bereichen zur Nahrungssuche. Schaffung von mindestens kleinflächigen Rohbodenstandorten durch Abschieben des Oberbodens, Fräsen, Einbeziehen von (Wege-) Böschungen o. ä. Ungeeignet sind Dominanzbestände von Brennnessel, Kletten-Labkraut o. a. hochwüchsigen Stauden und Kräutern (LOSKE 1999).
- Weiterhin können auch (in anderem Rahmen angelegte) junge Aufforstungsflächen in die Maßnahmenkonzeption einbezogen werden. Diese weisen allerdings lediglich eine temporäre Eignung auf. Aufforstungen im Alter von 2-5 Jahren werden nach BURTON (2009) gegenüber älteren Beständen bevorzugt und sind ab ca. 6-10 Jahren

wegen zunehmendem Dichtewuchs der Gehölze nicht mehr oder nur noch eingeschränkt besiedelbar (BURTON 2009, CHRISTEN 1989, LOSKE 1999, WEISBACH 1997).

- Offenhalten von ggf. vorhandenen Leitungstrassen, Lagerstreifen u. a. (LWF 2009 S. 20).

- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach REICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen. Beachtung der Artansprüche des Baumpiepers (s. o.).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auflichtungen vorhandener Gehölzbestände kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren nach Durchführung der Pflegemaßnahme. Baumpieper sind in der Lage, sofort oder innerhalb weniger Jahre ähnliche Habitate wie Windwürfe zu besiedeln (PÄTZOLD 1990, HÜBNER 2009, PAUL 2010, RÜCKRIEM et al. 2009, KESSLER 1995, BURTON 2009).

- Bei Notwendigkeit von Ausmagerungen nährstoffreicher Standorte ist im Regelfall eine längere Zeitdauer bis zur Wirksamkeit nötig.

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐

bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

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

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflege- und Erziehungsschnitte der neu angepflanzten Gehölze

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☐	mittelfristig	☒	langfristig ☒
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

vorhanden war. Wiesentypen mit größerer Nahrungsvielfalt und weniger dichter Vegetation wurden bevorzugt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund vorliegender Angaben als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Quellen:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Rückriem, C., Steverding, M. & D. Ikemeyer (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach § 42 BNatSchG im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur & Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Van Helke, P. (1981): Ortstreue, Altersaufbau und Mortalit~it einer Population des Baumpiepers (Anthus t. trivialis). Journal für Ornithologie 122: 23-35.

Weisbach, K. (1997): Beobachtungen zur Besiedlung einer Kahlschlag- und Wiederaufforstungsfläche in der Dübener Heide durch Vögel. Actitis 32: 45-55.

Blässgans *Anser albifrons* ID 5, Weißwangengans (Nonnengans) *Branta leucopsis* ID 73 (Rastvögel)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Ruhestätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Ruhestätte: Die Arten sind in NRW Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und / oder Herbstrast in der Regel in Trupps an strukturell geeigneten Plätzen rasten und / oder überwintern. Dabei handelt es sich um offene und möglichst störungsarme Flussauen mit Grünland- und/oder Ackerflächen. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rast- und Schlafplätze (v. a. in den VSG Unterer Niederrhein und Weseraue sowie an der Rur im Kreis Heinsberg). Diese traditionellen Rast- und Schlafplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen innerhalb der Ruhestätte aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den essenziellen regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius im Umfeld der Schlafplätze, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann. Die Nahrungsflächen können sich von Jahr zu Jahr und auch innerhalb eines Winters verlagern. Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass Erntereste auf Äckern nur eine begrenzte Zeit zur Verfügung stehen (bis sie aufgefressen wurden) und dass auf Grünland das Gras nach einem meist 2- bis 4-tägigen Beweidungsdurchgang erst wieder 3 bis 4 Wochen lang nachwachsen muss. In sehr großen Rast- und Überwinterungsgebieten (VSG Unterer Niederrhein) ist jeweils ein zusammenhängender Funktionsraum als eine Ruhestätte abzugrenzen. Bei der Abgrenzung dieser Funktionsräume sind möglichst vorhandene Erkenntnisse der Experten vor Ort zu den Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Nahrungsflächen und den Schlaf-/Trinkplätzen zu berücksichtigen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Blässgans: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet
- Weißwangengans: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen

Habitatanforderungen

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

- Blässgans: Großräumige Flusstalauen, (Feucht-) Grünlandbereiche mit geeigneten Nahrungsflächen (Grünland mit geringer Vegetationshöhe, Äcker) sowie ein Angebot an Trink- und Schlafgewässern (LANUV). Grünland wird von der Blässgans offenbar stärker bevorzugt als von der Saatgans (BAUER et al. 2005 S. 68, BALLASUS 2005, KRUCKENBERG 2003c, WILLE 2000, FEIGE et al. 2011, S. 172).
- Weißwangengans: In NRW sind Flussauen mit Abgrabungsgewässern (Trink- und Schlafplätze) sowie Grünland mit geringer Vegetationshöhe (Nahrungsflächen) optimale Rasthabitate (LANUV).
- Die Arten besitzen ein Nahrungsspektrum, das Erntereste, Winterkulturen sowie Grünland umfasst, allerdings mit graduell unterschiedlichen Präferenzen, die ggf. auch vom Angebot und den klimatischen Verhältnissen (atlantisch – kontinental) abhängen. Weißwangen- und Blässgans bevorzugen Grünland stärker als die Saatgans. Zumindest an Standorten im Binnenland ergibt sich oft (nicht immer und mit Varianten) folgendes Muster: Im Herbst / Frühwinter werden Äcker mit Ernterückständen bevorzugt (solange der Vorrat reicht bzw. bis zum Umbruch), dann junges Wintergetreide / junger Raps. Im Frühjahr wird dann bevorzugt Grünland aufgesucht (wenn das Gras wieder zu wachsen anfängt).
    - WILLE (2000, Unterer Niederrhein, S. 101): Blässgänse nutzten zu ca. 90 % Grünland als Äsungsflächen. Im Oktober und November wurden auch abgeerntete Zuckerrübenfelder und abgeerntete Maisäcker aufgesucht. Die Saatgänse haben ihre Präferenzen seit Ende der 1970er Jahre stark verändert. Sie begannen Mitte der 1980er Jahre, abgeerntete Zuckerrübenfelder zu nutzen. Dies erfolgte etwa zeitgleich mit der Einführung einer veränderten Erntetechnik, wobei das Blattgrün und die Wurzelspitzen der gehäckselten Rüben auf den Flächen verbleibt.
    - FEIGE et al. (2011, Unterer Niederrhein, S. 172): Blässgänse nutzten in den Wintern 2004/05 bis 2008/09 zu 82 % Grünland und 11 % Wintergetreide. Die Weißwangengans ist fast ausschließlich auf Grünland anzutreffen, da die größten Rastbestände auf dem Frühjahrszug auftreten.
    - DEGEN et al. (2009, Elbtalaue): Die Nutzung des Grünlandes nahm in der Reihenfolge Saatgans,

Blässgans, Graugans und Weißwangengans zu, die der Ackerflächen entsprechend ab. Mit Eintritt des Frühjahrs wurde Grünland zunehmend bevorzugt. Es war für alle Gänsearten im Februar und März der am häufigsten aufgesuchte Habitattyp. Auch Wintergetreide wurde, v. a. von Saat- und Graugänsen, zum Frühjahr hin deutlich häufiger aufgesucht als im Herbst. Stoppelfelder hatten besonders für die Saatgans, aber auch für die Blässgans im Herbst eine sehr große Bedeutung, die im Verlauf der Rastsaison deutlich abnahm; Saatgänse nutzten diese Flächen aber bis in den Winter hinein. Saatgänse waren insgesamt deutlich stärker auf Ackerflächen spezialisiert als die anderen Gänsearten. Sie nutzten (neben Ablenkflächen, Getreidestoppelfeldern und Raps) auch Maisstoppelfelder sowie zumindest in einzelnen Jahren auch Kartoffel- und Rübenäcker überproportional häufig. Ein Vergleich der Nutzung der angebauten Feldfrüchte zeigt, dass die Nutzungsintensität durch die Schwäne und Gänse auf Rapsflächen durchgehend (und z. T. wesentlich höher) war als auf Wintergetreide- und Grünlandflächen. Hohe Nutzungsintensitäten wurden außerdem auf Getreidestoppelfeldern sowie auf Kartoffeläckern durch die Saatgans erreicht.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Möglichst räumliche Nähe zwischen Schlafplätzen und Nahrungshabitaten (umso näher, desto günstiger), bevorzugt werden jedoch schlafplatznahe Nahrungshabitate. Die Entfernung von Nahrungs- und Schlafplätzen soll in der Regel 5 km nicht überschreiten. Im Idealfall liegen die Schlafgewässer inmitten der Nahrungshabitate.
- Die Nutzung der Nahrungshabitate innerhalb der Rastgebiete kann bei Ackerflächen wegen der dynamisch wechselnden Fruchtfolge großen jährlichen Veränderungen unterworfen sein. Orts- bzw. Flächentraditionen dürften daher für die lokale Ebene ohne große Bedeutung sein. Gänse sind generell Nahrungsopportunisten und nehmen innerhalb ihres Rastplatzraumes die Flächen an, die gerade eine attraktive Nahrungsquelle darstellen (KREUZIGER 2002, KRUCKENBERG et al. 2003, WILLE 2000). Die Gänse wechseln dabei auch innerhalb eines Winters zwischen mehreren Nahrungsflächen, die entsprechend ihrem Nahrungsangebot (Ernterückstände, Vegetationshöhe, nachwachsende Kräuter / Gras) turnusmäßig aufgesucht werden.
- Fluchtdistanzen: Aufgrund der Jagdruhe auf arktische Gänse haben die Fluchtdistanzen in NRW in den letzten Jahren deutlich abgenommen. Dies gilt vor allem für die Blässgans. An Stellen mit regelmäßigem Besucherverkehr ist die Fluchtdistanz auf unter 50 m abgesunken, an Stellen mit unregelmäßigem Besucherverkehr liegt sie bei unter 150 m (Reaktionsdistanz, WILLE 2000).
- Lage der Maßnahmenflächen in weithin offener Landschaft aufgrund der Meidung der Gänse gegenüber Sichtbarrieren wie hohen geschlossenen Vertikalstrukturen (Waldränder). Keine Nähe zu Windenergieparks im Umfeld von bis zu 1200 m oder in der Einflugschneise (LAG-VSW 2007). Eine kleinflächig gegliederte Landschaft kann dagegen durchaus von Saat- und Blässgänsen genutzt werden: Nach MOOJI (1993) bevorzugten die am Unteren Niederrhein überwinternden Saat- und Blässgänse für die Nahrungsaufnahme Grünlandflächen in relativ ungestörten Bereichen, die periodisch überflutet wurden und ± kleinflächig durch Hecken, Gehölze und Relief strukturiert sind (ähnlich MEßER et al. 2011 S. 25 für die Rheinaue Walsum).

Sonstige Hinweise:

- Komplette Maßnahmenpakete im Rahmen eines Gänsemanagements sind ausführlich z. B. bei BRÜHNE et al. (1999, Unterer Niederrhein), HAASE et al. (1999, Brandenburg), KREUZIGER (2002, Rheinland-Pfalz) und Spilling (1999, Untere Mittelelbe) beschrieben.

Maßnahmen

1. Optimierung von Gewässern (Ruhestätten) (G3.1, G3.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bläss- und Weißwangengans nächtigen und ruhen gerne in ruhigen Flachwasserzonen in Ufernähe. An größeren Stillgewässern (z. B. Abgrabungen) werden bei Betroffenheit von Ruhestätten Modellierungsmaßnahmen zur Schaffung von störungsarmen Flachwasserzonen durchgeführt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.

- Vorhandene, windgeschützte Stillgewässer mit Aufwertungspotenzial bezüglich der Gewässertiefe / der Uferstrukturen, ggf. Anlage neuer Blänken und Flutmulden.

- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird ein Faustwert von mind. 2 ha für die Gewässergröße empfohlen.

- Schaffung / Modellierung von störungsberuhigten Gewässern mit Flachwasserzonen.

- Die Maßnahme wird idealerweise in Kombination mit Aufwertungen in schlafplatznahen Nahrungshabitaten durchgeführt (Maßnahme: Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland).

- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Reduktion von Störungen besteht die maximale Fluchtdistanz gegenüber sich bewegenden und frei sichtbaren Menschen (insbesondere mit Hunden), die Fluchtdistanz gegenüber PKW sind geringer. Auch die Truppgröße kann eine Rolle spielen: So fand SPILLING (1999), dass die Fluchtdistanzen kleiner Trupps von Bläss- und Saatgans an der Unteren Mittelelbe gegenüber einem sich im PKW nähernden Beobachter mit 60-120 m geringer war als bei größeren, doch nahmen sie bereits ab etwa 150 Vögeln bei einem Wert von ca. 200 m nicht weiter zu. Am Unteren Niederrhein lag sie generell bei unter 150 m (WILLE 2000, s. o.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die benötigten Strukturen (Herstellung von Flachwasserbereichen, Auflichtung oder Entfernung von dichtem Ufergehölzbewuchs) sind grundsätzlich unmittelbar nach Maßnahmenumsetzung wirksam. Um den Gänsen eine Eingewöhnung und räumliche Erkundung zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit einer Vorlaufzeit von 2-3 Jahren hergestellt werden (RUNGE et al. 2010 S. A 116 gehen von 1-3 Jahren Vorlaufzeit für die Blässgans aus).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

- Die Habitatansprüche zumindest der Blässgans sind gut bekannt. Die Maßnahme erscheint daher und auch wegen der häufigen Nutzung von größeren Abgrabungsgewässern als grundsätzlich plausibel.

- Aufgrund der besonderen Bedeutung von traditionellen Ruhestätten und dem Fehlen konkreter Wirksamkeitsnachweise von speziell geplant angelegten Maßnahmengewässern ist bei diesem Maßnahmentyp eine Einzelfallprüfung unter Beteiligung von lokalen Experten durchzuführen und die Maßnahme mit einem Monitoring zu begleiten. Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „mittel" bewertet (Expertenworkshop 8.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

2. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland (O1.1, G1.2, G2.1, G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bläss- und Weißwangengans nutzen neben Ackerflächen insbesondere Grünlandflächen zur Nahrungsaufnahme. In störungsarmen Bereichen wird kurzrasiges, nährstoffreiches Grünland für die Gänsearten als günstige Nahrungshabitate zur Verfügung gestellt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahme: Optimierung von Gewässern (Ruhestätten).

- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).

- Mittlere bis eutrophe Böden mit durchschnittlicher bis hoher Bodenfeuchte. Ungeeignet sind trockene und magere Standorte (zu geringer Nährstoffgehalt der Gräser).

- Ausgangsbestand: Acker oder versiegelte Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen, insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhält-

nis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen.

- Genutztes (gedüngtes und eutrophes) Grünland mit nährstoffreichen Gräsern ist für Gänse besonders attraktiv, da hier mehr nährstoffreiche Biomasse zur Verfügung steht, die von ihnen als Weidegänger genutzt werden kann (KREUZIGER 2002).

- Sofern noch nicht vorhanden, kann sich die Schaffung eines Mikroreliefs, bei dem auch nasse Stellen und winterlich überstaute Flachwasserbereiche vorkommen, günstig auf die Annahme der Flächen durch Gänse auswirken (KUJIKEN & VERSCHEURE 2008, HEINICKE 2008, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 161, SPILLING 1998, TESCH et al. 2010). Kleine Flachwasserbereiche (Senken, Teiche) werden zum Trinken genutzt. Es können idealerweise auch größere Flachwasserbereiche (> 1 ha) angelegt werden, die zugleich eine Funktion als Schlafplatz entfalten können (bei Betroffenheit von mehreren 1000 Gänsen sind noch deutlich größere Flächen erforderlich). Nach Landgesellschaft Sachsen-Anhalt (2002 S. 164, Aland-Niederung) trägt eine Vernässung von Grünlandstandorten besonders im Frühjahr zur Ablenkung der Gänse von ansonsten fraßbedrohten Ackerstandorten bei.

- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen / Verringerung von Zerschneidung.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Regelmäßige Pflege des Grünlandes, Offenhaltung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Bevorzugung von Grünland mit nährstoffreichen Gräsern kann grundsätzlich soweit führen, dass benachbarte Flächen mit Extensivgrünland nur noch nachrangig aufgesucht werden (WILLE 2000). Wenn Nahrungshabitate limitierender Faktor sind (und somit ein Maßnahmenerfordernis besteht), kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass Gänse auch extensiv bewirtschaftetes Grünland mit weniger nährstoffreichen Gräsern und ggf. höherer Grasnarbe annehmen, wenngleich ansonsten Intensivgrünland bevorzugt wird (BRÜHNE et al. 1999, Unterer Niederrhein). Für Extensiv-Grünland ist dann aber eine größere Fläche erforderlich. Nach WILLE (2000) ist noch unklar, wie groß extensiv bewirtschaftete Gänserastgebiete sein müssen, um die oft unerwünschte Abwanderungen auf Intensivflächen zu vermeiden. Die Frage, wie intensiv (bezüglich Düngung und Kurzrasigkeit) eine Grünlandfläche für die Gänse bewirtschaftet werden darf, ist im Einzelfall je nach lokalen Bedingungen festzulegen. Grundsätzlich sollte in den Rastgebieten eine möglichst standorttypische und landschaftsgerechte Bewirtschaftung des Grünlandes gesichert werden (WILLE 2000).

- Keine Düngung zur Aufwertung des Nährstoffgehaltes der Gräser auf naturschutzfachlich anderweitig bedeutungsvollen Magerstandorten oder in deren direkter Nachbarschaft.

- Konflikte zwischen für Gänse optimiertem Grünland und Grünland für andere Wiesenvögel.

- BALLASUS (2005) vermutet eine Konkurrenz von Bläss- und Saatgänsen im Grünland: So zeigt sich unter koexistierenden Enten- und Gänsevögeln, dass langschnäbligere Arten Flächen mit höherem Gras und größerer Biomasse bevorzugen bzw. kurzschnäblige Arten kürzeres Gras beweiden. Nutzen Letztere das großräumige Angebot attraktiver Nahrungsflächen dabei periodisch mit kurzen Wiederbesuchintervallen wie die Blässgans am Niederrhein, genügt die zwischenzeitliche Aufwuchshöhe des Grases der Saatgans wahrscheinlich nicht für effiziente Besuche.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen zur Herstellung des Mikroreliefs sind unmittelbar nach Abschluss der Maßnahme bzw. in der nächsten Rastsaison wirksam. Für die Herstellung eines attraktiven Grünlandes wird eine Zeitdauer von bis zu 3 Jahren veranschlagt. RUNGE et al. (2010, S. A 116) gehen für die Blässgans von einer Wirksamkeit von 1 bis 3 Jahren

aus.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 f.) wird eine Annahme der Flächen durch die Gänse erwartet. Auch RUNGE et al. (2010, S. A 116 stufen die Maßnahme (Schaffung von intensiv genutztem und gedüngtem Grünland in störungsarmen Bereichen für die Blässgans) als „sehr hoch" ein. TESCH et al. (2010, Unterweser) schildern die großflächige (> 200 ha) Umsetzung eines Projektes zur Umwandlung von Grünland in ein Tidebiotop mit neu angelegtem Prielsystem. Die Maßnahmenflächen wurden von der Weißwangengans angenommen und erreichten hier internationale Bedeutung (zudem mindestens landesweite Bedeutung für Pfeifente, Schnatterente und Löffelente). Ihre Attraktivität erklärt sich nach den Autoren durch das Nebeneinander von Flachwasserzonen und niedrigwüchsigem Grünland sowie der Abwesenheit jeglicher Störungen (Jagdverbot).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland (O2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bläss- und Weißwangengans nutzen v. a. im Herbst neben Grünlandflächen auch noch nicht umgepflügte Stoppeläcker, um sich hier von Ernteresten zu ernähren. In der Maßnahme werden entsprechende Flächen durch a) verzögerten Umbruch bzw. liegen lassen der Ernterückstände, b) Ansaat von Wintergetreide / Ackergras oder c) durch direkte Zufütterung bereitgestellt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahme: Optimierung von Gewässern (Ruhestätten).
- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).
- Vorhandene Ackerfläche (kein Umbruch von Grünland in Acker für die Maßnahme).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen (bei Fütterungsfläche mind. 1 ha).

- Die Maßnahmen haben meist eine temporäre Eignung, die v. a. auf den Herbst beschränkt ist, wenn die Ernterückstände noch zahlreich sind. Eine längerfristige Eignung kann sich einstellen durch spät aufkeimendes Ausfallgetreide / Wildkräuter (HAASE et al. 1999) oder durch längere Zufütterungszeiten. Durch eine Staffelung z. B. der Maisernte bis Ende November können die Ernterückstände über einen längeren Zeitraum bereitgehalten werden (HAASE et al. 1999, Brandenburg).

- a) Verzögerter Umbruch/Ernteverzicht. Variante 1: Getreidestoppeläcker, Mais-, Zuckerrübe oder Kartoffelfelder werden nach der Ernte liegen gelassen bzw. erst verzögert bis nach der Herbstrast umgebrochen (BERGMANN 1999, HAASE et al. 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, LANUV 2011 S. 90, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171). Für Sachsen-Anhalt werden 5-10 dt/10 Rückstände empfohlen (Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171). Variante 2: Auf der Fläche werden die Früchte wie z.B. Getreide nicht geerntet, sondern belassen und dann bei Ankunft der Gänse durch Walzen für die Gänse zugänglich gemacht (BERGMANN 1999, SPILLING 1999). Variante 3: Anlage von Stilllegungsflächen / Anbau von Zwischenfrüchten / Untersaat, die später als Gründüngung umgeackert werden (BERGMANN 1999, LANUV 2011 S. 90): Als Begründung empfiehlt sich v. a. die Einsaat eiweißreicher Klee-Gras-Mischungen (WENDT 1999 S. 153), die z. B. als Stoppelsaat nach nicht zu spät räumenden Fruchtarten erfolgen kann. Der Zeitpunkt der Aussaat sollte so gelegt werden, dass sich die vorhandenen Pflanzen im Oktober in einem möglichst frischen Keimstadium befinden (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt 1994).

- b) Ansaat von Wintergetreide, Ackergras mit anschließender Duldung der Gänse auf den Flächen (vgl. Maßnahmenpaket in BRÜHNE et al. 1999 Unterer Niederrhein, s. u.; Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).

- c) direkte Zufütterung: Ausbringung von Getreide, Mais oder Kartoffeln auf einer Fläche (BERGMANN 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171

- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Wassersport, Touristen, Jagd) während der Rast- und Überwinterungszeiten im Umfeld der jeweiligen maximalen Störradien (Blässgans: 300 m, Saatgans: 300 m, Weißwangengans: 500 m; alle Werte aus GARNIEL & MIERWALD 2010 S. 32)

- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.

- BRÜHNE et al. (1999, Unterer Niederrhein) schlagen verschiedene Bewirtschaftungspakete v. a. auf Acker vor (Datumsangaben mit Bezug zum Unteren Niederrhein):

    - 1. Stoppelsaat: 1. Frühzeitige Winterrüben: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst / 2. Welsches Weidelgras: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst. / 3. Wintergerste (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. / 4. Futterroggen (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. Frühzeitige Einsaat, damit sich dichter Bewuchs bilden kann; je nach Aufwuchs ggf. im Spätherbst noch mal mähen. Hinweis: Es zeigte sich, dass der Bestand bei der Einsaat von Wintergetreide (bes. Weizen) meist gering war und nur wenig Futtermasse zur Verfügung stand. Ausnahme Futterroggen, wächst schnell und bildet auch bei später Aussaat (z. B. nach Zuckerrüben) noch viel für Gänse nutzbare Futtermasse.

    - 2. Untersaat: 1. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.1. / 2. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2. Hinweise nach der Silomaisernte, bei der nur wenig Erntereste verbleiben, ist bereits nutzbares Gras vorhanden. Im Projektzeitraum gab es geringes Interesse bei den Landwirten und Witterungsprobleme.

    - 3. Ausfallgetreide: Wintergetreide nach der Ernte durchwachsen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2.

    - 4. Nicht-Bearbeitung: 1. Welsches Weidelgras stehen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbei-

tung ab 15.1. / 2. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide). Keine Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich. / 3. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche). Keine Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich.

- o 5. Gezielte Einsaat von Stilllegungsflächen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen zur Belassung von Ernterückständen müssen jährlich wiederholt werden, wobei die Maßnahmenfläche rotieren kann. Die Zeitdauer der Fütterung ist im Einzelfall festzulegen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Flächen – v. a. die Zufütterungen – sollten jedoch nicht an empfindliche Kulturen angrenzen, da es zu starken Gänsekonzentrationen kommen kann und die Gänse die Fütterungsfläche nicht vollständig ausnutzen, sondern sich ab einem bestimmten Nutzungsmaß gleichmäßiger verteilen und andere, angrenzende Flächen zu nutzen beginnen (BERGMANN 1999, KREUZIGER 2002). Weitere zu beachtende Faktoren bei Zufütterungen sind nach WILLE (2000, S. 100): Das Auftreten „unnatürlicher" Vogelkonzentrationen kann einem ggf. vorhandenen naturschutzfachlichen Leitbild widersprechen, die Konzentration auf kleiner Flächen steht dem natürlichen Begrasungszyklus entgegen, der zu gleichmäßiger extensiver Beweidung führt, durch die Konzentration der Gänse kann es zu hygienischen Problemen / Krankheitsverbreitungen kommen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gänse sind Nahrungsopportunisten und nehmen die Maßnahmenflächen in der Regel schnell an (RUNGE et al. 2010 S. A 116 für die Blässgans, WILLE 2000 für Saat-, Bläss- und Graugans, ZHU et al. 1987 zit. bei KREUZIGER 2002 für Gänse allgemein).

- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar (nach der Ernte bzw. nach Ausbringung des Futters). Sie besitzt jedoch nur eine temporäre Eignung (Stoppelacker / Ernterückstände), bis das Futter auf der Fläche so weit abgenommen hat, dass sich die Suche nicht mehr lohnt. Bei Zufütterungen ist die Dauer der Fütterung entscheidend.

- SPILLING (1999) berichtet von einem Projekt in der Elbtalaue (Landkreis Lüneburg). Dort wurden Wintergetreideäcker (Gerste, Weizen) und Mais nicht abgeerntet und stattdessen zur Ankunftszeit der Gänse im Oktober gewalzt, um so ein besonders attraktives Nahrungsangebot zu schaffen und eine Verringerung der Schäden auf andere Flächen zu erreichen. Im Ergebnis kam es kurzfristig zu sehr hohen Gänsedichten, aber die Nahrung war meist nach wenigen Tagen aufgebraucht (max. Nutzungsdauer 13 Tage).

- Bei den Maßnahmentypen 4.2 und 4.3 (Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide) / Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche) bei BRÜHNE et al. (1999) am Unteren Niederrhein wurden von den eintreffenden Gänsen zunächst die frisch abgeernteten Maisäcker und, sobald vorhanden, v. a. abgeerntete Rübenfelder bevorzugt. Die Zahlen bauen sich über einige Tage auf, halten 2-3 Tage an und nehmen dann innerhalb von ca. 2 Tagen wieder ab. Insgesamt wird eine Zuckerrübenfläche über einen Zeitraum von 1-2 Wochen genutzt. Danach ist fast kein Futtermaterial mehr vorhanden und die Fläche hat für den Rest des Winters keine Bedeutung mehr für Gänse. Nach der Nutzung der Erntereste von Mais / Zuckerrübe kam es zur zunehmenden Nutzung von Grünland, Ackergras und Wintergetreide.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 ff.) wird eine Annahme der Flä-

chen durch die Gänse erwartet. Ggf. kann die Annahme der Maßnahmenflächen durch Anlockung der Tiere über Gänseattrappen unterstützt werden (Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).

- Aufgrund der bisherigen Erfahrungen besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Da Bläss- und Weißwangengans (im Vergleich zur Saatgans) jedoch eher Grünland bevorzugen und die Nahrungsverfügbarkeit im Acker kurzfristiger ist als im Grünland, besteht lediglich eine mittlere Eignung (Expertenworkshop LANUV Recklinghausen, 8.11.2011).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Für Bläss- und Weißwangengans besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Nahrungshabitaten. Maßnahmen für die Ruhehabitate sind Einzelfallentscheidungen.

Angaben zur Priorisierung:

- Priorisierung: Maßnahme 2 (Grünland) hat eine höhere Priorität als Maßnahme 3 (Acker). Bläss- und Weißwangengans bevorzugen (im Verhältnis zur Saatgans) eher Grünland; weiterhin ist auf Äckern das Nahrungsangebot kurzfristiger verfügbar als auf Grünland. Fütterungen kommen nur im Ausnahmefall als temporäre Maßnahme in Betracht.

Quellen:

Ballasus, H. (2005): Habitatwahl und -präferenz der Bless- und Saatgans Anser albifrons, A. fabalis am Unteren Niederrhein – Historische Veränderungen und mögliche Ursachen. Vogelwarte 43, 2005: 123-131

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

Bergmann, H. H. (1999): Winterökologie arktischer Gänse in Deutschland. NNA-Berichte 12 (3): 105-112.

Brühne, M.; Mooij, J. H.; Schwöppe, M.; Wille, V. (1999): Projekt zur Minderung von Gänsefraßschäden am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. NNA-Berichte 12 (3): 156-162.

Degen, A.; Königstedt, B.; Wübbenhorst, J. (2009): Gastvogelmanagement in der Niedersächsischen Elbtalaue. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29 (1): 3-39.

Feige, N., D. Doer, V. Wille, M. Krüger & F. Bindrich (2011): Bestandsentwicklung der arktischen Wildgänse in NRW in den Winterhalbjahren 2004/05 bis 2009/10. Charadrius 47: 161-174.

Garniel, A.; Mierwald, U. (2010): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Schlussbericht zum Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB der Bundesanstalt für Straßenwesen: „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna". Stand: 30. April 2010Gelpke, C.;

Haase, P.; Langgemach, T.; Pester, H.; Schröter, H. (1999: Management von wandernden Wasservogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche) zum Schutze landwirtschaftlicher Kulturen in Brandenburg – Möglichkeiten und Grenzen. Berichte zum Vogelschutz 37: 69-84

Heinicke, T. (2008, Bearb.): Wildlebende Gänse und Schwäne in Sachsen. Vorkommen, Verhalten, Management. Broschüre, herausgegeben vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), 48 S.

Kreuziger, J. (2002): „Gänseschäden in Rheinland-Pfalz“. Zusammenfassung, Bewertung, Lösungsmöglichkeiten Studie im Auftrag des Landesamts für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht in Oppenheim. In Zusammenarbeit mit der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland, Frankfurt/Main. 71 S. + Anhang.

Kruckenberg, H. (2003c): Raumnutzung individuell markierter Blässgänse im nordwestlichen Ostfriesland im Frühjahr 2001 und 2002. In: Kruckenberg, H. (Bearb.): Muster der Raumnutzung markierter Blässgänse (Anser albifrons albifrons) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. Dissertation Universität Osnabrück, S. 97-110.

Kruckenberg, H.; Borbach-Jaene, J.; Südbeck, P. (2003): Die Europäische Blässgans (Anser a. albifrons. In: Kruckenberg, H: (Bearb.): Muster der Raumnutzung markierter Blässgänse (Anser albifrons albifrons) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. Disseration Universität Osnabrück: 10-15.

Kuijken, E.; Verscheure, C. (2008): Greater White-fronted Geese Anser albifrons and Pink-footed Geese A. brachyrhynchus wintering in Belgium: observations on interspecific relations. Vogelwelt 129: 185-190.

LAG_VSW [Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten] (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätze ausgewählter Vogelarten. Ber. Vogelschutz 44: 151-153.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.

Landgesellschaft Sachsen-Anhalt mbH (2002): Agrarstrukturelle Entwicklungsplanung (AEP) Elbe I. Kap. 4.5.1 Leitprojekt: Wildgänsemanagement. Band 3, S. S. 160-180. Stand Dezember 2002. http://www.die-altmark-mittendrin.de/index.php?id=119, Abruf 10.10.2011.

Meßer, J.; Rovers, W.; Bernok, W. (2011): Auswirkungen von Bergsenkungen und Kiesabbau auf die winterlichen Wasservogelbestände in der Rheinaue Walsum. Charadrius 47 (1): 1-28.

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt (1994): Erlass „Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen durch Wildgänse“, Oktober 1994.

Mooij, J. H. (1993): Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westfalia / Germany. Die Vogelwarte 37: 55-77.

Spilling, E. (1998): Abschlussbericht zum Projekt: Raumnutzung überwinternder Wildgänse in der Elbtalaue: Wechselwirkungen zwischen Raumbedarf und anthropogener Raumbegrenzung. Universität Osnabrück, Fachbereich Biologie.

Spilling, E. (1999): Übersicht über die Weideschäden durch Gänse und andere Vögel in Deutschland und fachliche Anforderungen an die Schadensermittlung. NNA-Berichte 12 (3): 138-144.

Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.

Wendt W. (1999): Situationsbericht zur Gänseschadensproblematik aus Sachsen-Anhalt. NNA-Ber. Schneverdingen. Vögel in der Kulturlandschaft – Gänseschadensmanagement in Deutschland. 12. Jahrgang, Heft 3, S. 152-153.

Wille, V. (2000): Grenzen der Anpassungsfähigkeit überwinternder Wildgänse an anthropogene Nutzungen. Dissertation Universität Osnabrück. Cuvillier Verlag, Göttingen, 147 S.

Eisvogel *Alcedo atthis* ID 9

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

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

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

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

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Zum Abstechen geeignete Böschungen mit > 1,5 m Höhe und > (2-) 5 m Breite in sandigem oder lehmigem Bodenmaterial (andernfalls kann der Eisvogel die Niströhren nicht selber anlegen). Ideal sind Büsche auf und neben dem Brutplatz, die das Erdreich festhalten und dem Eisvogel Sichtschutz und Sitzwarten bieten (BUNZEL & DRÜKE 1982), sowie überhängende Pflanzenteile (Grashalme o. ä., VON DEWITZ 2003 S. 67) wobei die Wand aber nicht verdeckt wird (Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten).

- Unmittelbare Nähe zu einem möglichst naturnahen Gewässer mit ausreichendem Nahrungsangebot (kleinfischreiches Fließ- oder Stillgewässer) und Ansitzmöglichkeiten (z.B. niedrig überhängende Äste) sowie Deckungsstrukturen (Ruhestätten) durch Ufervegetation.

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

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. Schaffung von 3 Steilwänden. Jede Steilwand soll eine Mindesthöhe von (1,5-) 2 m über dem mittleren Hochwasserspiegel und eine Mindestbreite von 2-5 m sowie eine Tiefe von > 2m aufweisen (WECHSLER 2007 S. 231). Dabei darf jedoch das Erdreich nicht bis zur Normalwasserlinie abgegraben werden, da die Wand sonst zu schnell unterspült wird; empfohlen wird das Belassen eines 30 bis 40 cm hohen Sockels (BUNZEL & DRÜKE 1980; 1982).

- Abstechen einer Steilwand / Böschung an einem naturnahen Gewässer; die Steilwand kann auch einige Meter vom Gewässer entfernt liegen (geringere Erosionsgefahr). Die Steilwände müssen senkrecht, idealerweise etwas überhängend sein. Sofern die Steilwände direkt an Grünland- oder Ackerflächen angrenzen oder anderweitig störungsgefährdet sind, sind sie durch Auszäunung zu sichern (BUNZEL & DRÜKE 1980, 1982). Die Zäune dürften jedoch nicht zu einer Erhöhung der Kollisionsgefahr führen (z. B. keine Zäune über Gewässern).

- Entfernen von starkem Bewuchs bei zugewachsenen Steilwänden (WESTERMANN & WESTERMANN 1998)

- Nach VON DEWITZ (2003 S. 67) ist es empfehlenswert, Steilwände im Frühjahr abzustechen, damit die Wand im Sommerhalbjahr gut austrocknen kann. Im Herbst abgestochene Wände bleiben bis zum Winter feucht und erodieren dann durch die Frosteinwirkung.

- Sofern nicht vorhanden, können Äste oder Stöcke als Ansitzwarten nahe der Steilwand angebracht werden (VON DEWITZ 2003 S. 67).

- Brutröhren direkt unter der Erdoberfläche können von oben durch Marder oder Füchse aufgegraben werden. Als Schutz kann man ein Drahtgeflecht auf die Steilwand legen. Keinesfalls darf die Steilwandfront jedoch mit Maschendraht „gesichert“ werden, weil Wiesel und Ratten dann auf dem Draht hochklettern können (BUNZEL & DRÜKE 1980, 1982).

- Idealerweise erfolgt die Maßnahme in Kombination mit der Renaturierung längerer Flussabschnitte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- MÖNIG (1995, Bergischer Raum) weist auf die begrenzte Haltbarkeit bei fehlendem Hochwasserschutz hin oder wenn von oben die Gefahr einer Auswaschung besteht: Ohne Betreuung verfallen solche Steilwände nach wenigen Jahren und sind teilweise sogar schon nach einem Jahr als Profil erkennbar. Die Uferabbrüche sind daher jährlich nach der Frostperiode zu kontrollieren und ggf. nachzumodellieren (BUNZEL & DRÜKE 1982,

WECHSLER 2007).

- Der zuständige Wasserverband, die Gemeinde o. a. Unterhaltungspflichtige sind über die Maßnahme zu informieren bzw. einzubeziehen. Die Anlage der Steilwand kann dann in den jährlich aufzustellenden Unterhaltungsplan für das Gewässer aufgenommen werden (VON DEWITZ 2003 S. 67).

- Ist eine Auszäunung erfolgt, sind die Zäune ebenfalls jährlich zu kontrollieren und ggf. nachzubessern.

- Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahme ist mit wenig Zeit- und Materialaufwand herstellbar. Ein Nachteil ist jedoch die eingeschränkte Haltbarkeit, da die Brutwände durch Auswaschung und Hochwasserereignisse schnell verfallen können (MÖNIG 1995, WECHSLER 2007).

- Zu lockere oder rissige Erde, die teilweise für Uferschwalben in Frage kommt, wird von den Eisvögeln gemieden (BUNZEL & DRÜKE 1980).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar.

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

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Schaffung von > 3 Steilwänden. Jede Steilwand soll eine Mindesthöhe von (1,5-) 2 m über dem mittleren Hochwasserspiegel und eine Mindestbreite von 2-5 m sowie eine Tiefe von > 2m aufweisen (WECHSLER 2007 S. 231). Als Hochwasserschutz und zum Schutz vor Fressfeinden sollte die „Eisvogelburg“ auf einem Sockel aufgebracht werden, der (je nach Hochwasserlinie) eine Höhe von ca. 30 bis 40 cm aufweist (BUNZEL & DRÜKE 1980).
- Folgende Varianten von künstlichen Brutwänden („Eisvogelburg“ / Brutröhren sind grundsätzlich möglich (MÖNIG 1995, WECHSLER 2007; für detaillierte Bauanleitungen siehe z. B. bei BUNZEL & DRÜKE 1982, HARTMANN & BAUSCHMANN 2002, NABU 2009, VON DEWITZ 2003, WECHSLER 2007).
    - Errichtung einer künstlichen Steilwand mit verschiedenen Bodengemischen. Hinter einer Verschalung wird gesiebtes Baumaterial verschiedener Zusammensetzung eingebracht und ggf. mit Bindemitteln verfestigt. Nach einer Absetzphase wird die Schalung entfernt. Der Eisvogel kann sich die Röhren selber graben.
    - Grassodenaufschichtung: Es werden abgestochene Platten von Grassoden zu einem Wall aufgeschichtet. Der dazwischenliegende Pflanzenwuchs stirbt nach ca. 2 Jahren ab und zurück bleibt eine kompakte und stabile Wand. Der Eisvogel kann sich die Röhren selber graben. Nach MÖNIG (1995, NRW) haben sich Lehmplaggen als geeigneter erwiesen als Sandplaggen,

- Einsetzen von Fertigbauelementen und Formteilen (selbstgefertigte oder gekaufte Brutplatzelemente wie Tunnelteil, Kessel, Deckel). Sie werden in vorhandene Wände eingesetzt, oder an geeigneter Stelle wird eine Böschung zum Einsetzen geschaffen. Der Eisvogel kann dann entweder selber graben oder die Kunströhre benutzen.
- Errichtung einer Platten- und Rahmenkonstruktion mit Nistkästen in Fertigbauweise. In diesem Fall erfolgt die Montage von Fertigbauelementen bzw. eines Nistkastens auf einem verblendeten Gestell an gewässernahen Plätzen, ohne auf die sonst notwendige Hanglage angewiesen zu sein. Der Eisvogel kann nicht selber graben.

- Das aufgefüllte Bodenmaterial soll grabfähig sein, d. h. es darf nicht zu stark aushärten.
- Anlage von künstlichen Niströhren in natürliche Böschungen oder in Kunstwände (BOTTIN ET AL. 1981, VON DEWITZ 2003): Bei natürlichen Böschungen nur bei sehr steinigen oder sehr stark durchwurzelten Steilwänden, wo die Eisvögel selbst nicht graben können. Für detaillierte Bauanleitungen siehe BOTTIN et al. 1981, BUNZEL & DRÜKE (1982).
  - Niströhren können dort verwendet werden, wo Eisvögel neu angesiedelt werden sollen, in der Regel nicht an bestehenden Brutplätzen, da dort diese Maßnahme i. a. nicht notwendig ist oder die Steilwände bei unsachgemäßem Einbau beschädigt werden können (BUNZEL & DRÜKE 1982).
  - Die künstliche Niströhre darf nicht aus der Steilwandfront herausragen, da sie ansonsten vom Eisvogel nicht mehr genutzt wird (BOTTIN et al. 1981, MÖNIG 1995). Der Gang der Niströhre soll eine Höhe von ca. 10 cm aufweisen, so dass ein Auffüllen mit Erde möglich ist. Ebenso ist die Bruthöhle mit einer Erdschicht aufzufüllen, um das Versickern von Kot zu ermöglichen und für annähernd natürliche Feuchtigkeitsverhältnisse zu sorgen (BOTTIN et al. 1981).
- Sofern die Steilwände direkt an Grünland- oder Ackerflächen angrenzen oder anderweitig störungsgefährdet sind, sind sie durch Auszäunung zu sichern (BUNZEL & DRÜKE 1980, 1982). Die Zäune dürften jedoch nicht zu einer Erhöhung der Kollisionsgefahr führen (z. B. keine Zäune über Gewässern).
- Brutröhren direkt unter der Erdoberfläche können von oben durch Marder oder Füchse aufgegraben werden. Als Schutz kann man ein Drahtgeflecht auf die Steilwand legen. Keinesfalls darf die Steilwandfront jedoch mit Maschendraht „gesichert" werden, weil Wiesel und Ratten dann auf dem Draht hochklettern können (BÜNZEL & DRÜKE 1980, 1982).
- Sofern nicht vorhanden, können Äste oder Stöcke als Ansitzwarten nahe der Steilwand angebracht werden (VON DEWITZ 2003 S. 67, WECHSLER 2007).
- Ggf. sind die Anlagen vor Erosion / Hochwasser durch Steinschüttungen, Holzgeflechte, Faschinen o. a. zu schützen (MÖNIG 1995) unter Beachtung der lokalen bodenkundlichen Verhältnisse (keine Schutzanlagen durch „Fremdkörper").
- Idealerweise erfolgt die Maßnahme in Kombination mit der Renaturierung längerer Flussabschnitte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Zum Abstechen geeignete Böschungen mit > 1,5 m Höhe und > (2-) 5 m Breite in sandigem oder lehmigem Bodenmaterial (andernfalls kann der Eisvogel die Niströhren nicht selber anlegen). Ideal sind Büsche auf und neben dem Brutplatz, die das Erdreich festhalten und dem Eisvogel Sichtschutz und Sitzwarten bieten (BUNZEL & DRÜKE 1982), sowie überhängende Pflanzenteile (Grashalme o. ä., VON DEWITZ 2003 S. 67) wobei die

Wand aber nicht verdeckt wird (Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten).

- Unmittelbare Nähe zu einem möglichst naturnahen Gewässer mit ausreichendem Nahrungsangebot (kleinfischreiches Fließ- oder Stillgewässer) und Ansitzmöglichkeiten (z.B. niedrig überhängende Äste) sowie Deckungsstrukturen (Ruhestätten) durch Ufervegetation.
- Die künstlichen Strukturen sollen sich in die Landschaft anpassen (keine „Fremdkörper"), auch unter bodenkundlichen Gesichtspunkten.
- Die Maßnahme darf keine weiteren negativen Auswirkungen auf die Gewässerstandorte haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- vgl. „Blaue Richtlinie“ (MUNLV 2010)

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

- Nahrungshabitat: Kleinfische stellen sich in geeigneten Habitaten meist schnell ein (z. B. METZNER et al. 2003).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Die Maßnahme ist kurzfristig (ggf. in Kombination mit Maßnahme: Schaffung / Optimierung von Brutstätten durch Abstechen von Böschungen) entwickelbar.

- Die Maßnahme wird für den Eisvogel in der Literatur zahlreich empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005, BUNZEL-DRÜKE 1982, NLWKN 2010, PANNACH 1986, WEGGLER 2004, WESTERMANN & WESTERMANN 1998). Bei einer Renaturierung am Obermain (METZNER et al. 2003, Bayern) blieb zwar die Brutpaardichte des Eisvogels auf den Renaturierungsflächen konstant, da keine zusätzlichen Steilwände entstanden (der Eisvogel nutzte am Obermain v. a. die nahe gelegenen Steilwände an Baggerseen bzw. im Bereich von Kiesbaggerungen). Es entstanden jedoch für den Eisvogel günstige Nahrungshabitate durch einen sprunghaft angestiegenen Jung- und Kleinfischbestand als Folge einer Steigerung der Habitatvielfalt und Strömungsvariabilität im Gewässer. Die Bedeutung der renaturierten Flussstrecken wird für die Eisvögel als hoch eingeschätzt (METZNER et al. 2003 S. 81). BECKERS (2002) berichtet von einer Renaturierung der Lippe in der „Disselmersch“ (NRW) auf ca. 3 km Länge. Seit Durchführung von „Entfesselungsmaßnahmen“ auf ca. 2,4 km Länge (z. B. Herausnahme des Befestigungsmaterials (Deckwerk), Schaffung von Flachwasserzonen, Anlage von Inseln und Steilwänden) siedelte sich der Eisvogel wieder an (ebenso andere Arten wie die Uferschwalbe).

- Für NRW wurde die Eignung als „hoch“ bewertet (Expertenworkshop 7.11.2011 LANUV Recklinghausen).

- Aufgrund der in der Regel umfangreichen Maßnahmenkonzeption bei der Gewässerrenaturierung ist ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering	☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig	☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering	☐

Fazit Eignung: hoch

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

Angaben zur Priorität:

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

Quellen:

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

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

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

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

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

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

Metzner, J., von Heßberg, H. & W. Völkl (2003): Entstehen durch Flußrenaturierung neue Primärhabitate? Bestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten nach dem Wiederzulassen dynamischer Prozesse am Main. Naturschutz und Landschaftsplanung 35: 74-82.

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

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

NABU (2009): Der Eisvogel – Vogel des Jahres 2009. Aktionsleitfaden. http://www.lbv.de/fileadmin/lbv_de/artenschutz/Eisvogel/Eisvogel-Aktionsleitfaden_2009_web.pdf, 25.05.2011.

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

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

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

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

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

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

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

Westermann, K. & Westermann, S. (1998): Der Brutbestand des Eisvogels (Alcedo atthis) in den Jahren 1990 bis 1996 in der südbadischen Rheinniederung. Naturschutz südlicher Oberrhein2: 261-269.

Feldlerche *Alauda arvensis* ID 10

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

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

geringer Kulturenvielfalt (JENNY 1990a S. 250, PILLE 2006 S. 27, STÖCKLI et al. 2006). Sommergetreide bleibt dabei länger kurz und lückig und somit für die Feldlerche geeigneter als Wintergetreide (CHAMBERLAIN & CRICK 1999, DONALD et al. 2001). Innerhalb der Ackerschläge zeigen Feldlerchen oft eine Bevorzugung von Störstellen mit Kümmerwuchs (SCHÖN 1999). Lückige Ackerbrachen werden über die ganze Fortpflanzungsperiode bevorzugt (JEROMIN 2002).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

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

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Punktuell ist zusätzlich die Anlage von Lerchenfenstern möglich.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei

Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. (Unter Umständen können im Acker auch kleinere Maßnahmenflächen ausreichend sein, s.u.). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahmen werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 141), HÖTKER (2004), FLADE et al. (2003 S. 78) und WAHL et al. (2005 S. 64) empfohlen.

- BRABAND et al. (2006) weisen positive Effekte der flächigen / streifenförmigen Maßnahmen für die Feldlerche im Kreis Soest nach. JENNY (2000) belegt eine hohe Bedeutung von eingesäten und sich selbst begrünten Buntbrachen als Brut- und Nahrungshabitat. Dabei wurden auch ältere Buntbrachen mit ihrer heterogenen Vegetationsstruktur angenommen (ebenso STÖCKLI et al. 2006). Auch in den Kreisen Gütersloh und Herford zeigte sich eine Wirksamkeit der Maßnahmen (Biologische Stationen im Kreis Gütersloh / Herford 2008). KÖNIG & SANTORA (2011) weisen für NRW die starke Bevorzugung von selbst begrünten, lückigen Ackerbrachen (Sukzessionsbrachen) nach. In der Medebacher Bucht mit hohem Anteil von Vertragsnaturschutzflächen hat sich der Feldlerchenbestand entgegen dem Landestrend erhöht (ebd.). STÖCKLI (2003) fand in der Schweiz einen positiven Einfluss von Buntbrachen und Extensiv-Wiesen auf die Reviergröße der Feldlerche (kleinere Reviergröße mit steigendem Anteil der Kulturen). Die hohe Bedeutung von Stoppeläckern für überwinternde Feldlerchen beschreiben z. B. CHRISTEN (2000 S. 121, Schweiz), GILLINGS & FULLER (2000, England) sowie WENZEL & DALBECK (2011, Zülpicher Börde). Siedlungsdichte und Bruterfolg der Feldlerche sind auf „ökologisch" bewirtschafteten Feldern und Stilllegungsflächen signifikant höher als auf konventionell bewirtschafteten (FLADE et al. 2003 S. 75, NEUMANN & KOOP 2004). Aufgrund dieser Nachweise und der kurzfristigen Wirksamkeit besteht eine hohe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

- Die Anlage von Lerchenfenstern wird z. B. von LBV (o. J.), NABU Sachsen-Anhalt (2010), BRÜGGEMANN (2009, 2010) empfohlen. Positive Wirksamkeitsnachweise bringen DONALD & MORRIS (2005) bzw. MORRIS (2009) sowie FISCHER (2007) bzw. FISCHER et al. (2009). MORRIS (2009) fand in England eine gute Annahme der Feldlerchenfenster: Sie wurden von den Feldlerchen v. a. zur Nahrungssuche und zum Landen (dann bis zu 10 m Laufen zum Nest im Getreide) genutzt. Auch FISCHER (2007, Schweiz) bzw. FISCHER et al. (2009) fanden heraus, dass die Fenster im Winterweizen zum Landen, zur Nahrungssuche und zum Brüten bis in den Juli hinein genutzt wurden, d. h. der wesentliche Effekt der Fenster bestand darin, dass die Flächen länger genutzt werden konnten. Sobald im Frühling gesäte Kulturen über eine geeignete Vegetation verfügten, wurden die Nester dort angelegt und der Winterweizen gemieden. Wenn aber ein Nest im Winterweizen angelegt wurde, so lag es meistens in oder in der Nähe eines Fensters oder Streifens. Ähnliche Ergebnisse zeigten sich im Kreis Soest (ABU 2009): Feldlerchen erreichten auf den mit Lerchenfenstern versehenen Flächen eine größere Dichte als auf Kontrollflächen ohne Fenster. Dabei unterschied sich die Dichte der revieranzeigenden Feldlerchen auf den mit Lerchenfenstern versehenen Flächen zunächst (zu Beginn der Brutsaison) nicht wesentlich von den Kontrollflächen. Auf diesen nahm die Dichte der Feldlerchen aber ab April mit dem Wachstum des Getreides kontinuierlich ab. Auf den mit Lerchenfenstern versehenen Flächen war dagegen bis Juni eine deutlich langsamere Abnahme der Dichte festzustellen, bevor sie sich gegen Ende der Brutsaison im Juli dem Wert der Kontrollfläche annäherte. Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass die Lerchenfenster insbesondere in der zweiten Hälfte der Brutsaison noch von revieranzeigenden Vögeln besiedelt werden, die hier mit höherer Wahrscheinlichkeit eine weitere Brut beginnen können.

- Das Monitoring in NRW zeigte bei Lerchenfenstern bis 2011 nur geringe, nicht immer signifikante und z. T. gegensätzliche Wirkungen (auch TEUNISSEN et al. 2009: Niederlande). Die Wirkung ist im Vergleich zu anderen Maßnahmen auch unter günstigen Bedingungen (Hellwegbörde: BRABAND et al. 2006) deutlich geringer als die flächen- und streifenförmigen Maßnahmen (Expertenworkshop LANUV Recklinghausen 9.11.2011). Daher sollen die Lerchenfenster nur in Kombination mit einer der o. g. Maßnahmen durchgeführt werden (OBERWELLAND &

NOTTMEYER-LINDEN 2009, Dachverband der Biologischen Stationen in NRW & LANUV 2011).

- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist trotz der generell attestierten Wirksamkeit bei bestimmten Fällen (s.u.) ein maßnahmenbezogendes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

Anforderungen an Qualität und Menge:

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

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

Angaben zur Priorisierung:

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

Quellen:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Fischer, J.; Jenny, M.; Jenni, L. (2009): Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks Alauda arvensis in a small-

parcelled mixed farming area. Bird Study 56 (1): 34-42.

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Stöckli, S.; Jenny, M.; Spaar, R. (2006): Eignung von landwirtschaftlichen Kulturen und Mikrohabitat-Strukturen für brütende Feldlerchen Alauda arvensis in einem intensiv bewirtschafteten Ackerbaugebiet. Ornithologischer Beobachter 103: 145-158.

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

Teunissen, W.; Koks, B. J.; Kragten, S.; van´t Hoff, J.; Arisz, J.; Ottens, H. J.; Roodbergen, M. (2009): Conservation measures for breeding Skylarks (Alauda arvensis) on arable land in the Netherlands. The BOU's 2009 Annual Spring Conference held at The University of Leicester, UK 31 Mar - 2 Apr 2009.

Toepfer, S.; Stubbe, M. (2001): Territory density of the Skylark (Alauda arvensis) in relation to field vegetation in central Germany. Journal for Ornithology 142: 184-194.

Vogel-Baumann,C.; Hagist,D. (2005): Massnahmen der IP-SUISSE zur Förderung der Feldlerche im Getreide. Schweizerische Vogelwarte Sempach.

VSW & PNL (2010): Grundlagen zur Umsetzung des Kompensationsbedarfes für die Feldlerche (Alauda arvensis) in Hessen. Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland (VSW) in Zusammenarbeit mit Planungsgruppe für Natur und Landschaft GbR (PNL). Projektleitung K. Richarz. Bearbeitung F. Bernshausen, J. Kreuziger. Im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Straßen- und Verkehrswesen, Wiesbaden. (Unveröff. Mskr.). 17 S.

Wahl, J.; Doer, D.; Peterskeit, F.; Anthes, N. (2005): Drastischer Bestandsrückgang der Feldlerche Alauda arvensis in Münster (Westfalen) von 1997 bis 2004. Charadrius 40 (2): 57-67.

Wakeham-Dawson, A.; Szoszkiewicz, K.; Stern, K.; Aebischer, N. J. (1998): Breeding skylarks Alauda arvensis on Environmentally Sensitive Area arable revision grass in southern England: survey-based and experimental determination of density. Journal of Applied Ecology 35: 635-648.

Wenzel, P.; Dalbeck, L. (2011): Stoppelbrachen als Lebensraum für überwinternde Vögel in der Zülpicher Börde. Charadrius 47 (2): 73-78.

Wilson, J. D.; Evans, J.; Browne, S. J.; King, J. R. (1997): Territory distribution and breeding success of skylarks Alauda arvensis on organic and intensive farmland in southern England. Journal of Applied Ecology 34: 1462-1478.

Feldschwirl *Locustella naevia* ID 11

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

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

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

Anforderungen an Qualität und Menge:

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind je nach Standortsbedingungen meist innerhalb von bis zu 5 Jahren entwickelbar. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 208), BORN et al. (1990 S. 32), HÖLZINGER (1999 S. 539) und UHL (2009 S. 46) genannt. TESCH et al. (2010, Unterweser bei Bremerhaven) und HIELSCHER (1999, Brandenburg) belegen die Annahme von Feuchtwiesenbrachen durch den Feldschwirl. BUNZEL-DRÜKE et al. (2003, zit. bei Institut für Botanik und Landschaftskunde 2004 S. 11) berichten von einem Bestandsanstieg des Feldschwirls in der Lippeaue nach Verbrachung und Aufkommen von Stauden. Für Baden-Württemberg gibt der NABU Schorndorf (1998) an, dass geeignete Habitate u. a. auf nicht mehr bewirtschafteten Streuobstwiesen, Brachflächen und Sturmflächen entstanden. Brach- und Sturmflächen in Wäldern waren nach 2-3 Jahren Optimalhabitate für max. 4 Jahre. Mit dem Fortschritt der Sukzession wurden diese Flächen dann für den Feldschwirl immer uninteressanter, ab etwa dem 5.-6. Jahr kamen hier keine Feldschwirle mehr vor.

- (Weitere) wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von den Kenntnissen zu den besiedelten Habitaten (Besiedlung von Windwürfen, Feuchtgrünland-Brachen und Industrie-Brachen) jedoch als hoch eingeschätzt. Es besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Um die Entwicklung geeigneter Strukturen sicherzustellen, ist ein nach Experteneinschätzung (Workshop 7.11.2011 LANUV) ein maßnahmenbezogenes Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Quellen:

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

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

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

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

Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. Vogelwelt 120, Supplement: 261-271.

Hölzinger, J. (1999): Locustella naevia (Boddaert, 1783) Feldschwirl. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1 Singvögel 1. Passeriformes – Sperlingsvögel: Alaudidae (Lerchen) – Sylviidae (Zweigsänger). Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 529-539.

Institut für Botanik und Landschaftskunde Thomas Breunig (Bearb. Siegfried Demuth, Judith Knebel 2004): Ökologische Wirkung von PLENUM-Projekten. Literaturstudie. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 144 S.

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

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

NABU Schorndorf (1998): 21 Jahre Pflegemaßnahmen im NSG Rehfeldsee. http://www.nabu-schorndorf.de/Feldschwirl.htm, Abruf 2.8.2011.

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

Rost, F. (1996): Zu Biometrie und Ökologie des Feldschwirls Locustella naevia in Mitteldeuschland. Anz. Ver. Thüring. Ornithol. 3: 37-57.

Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.

Uhl, H. (2009): Wiesenvögel in Oberösterreich 2008. Ergebnisse der landesweiten Bestandserhebungen 1994 bis 2008 und Naturschutzbezüge. Projektbericht April 2009. Im Auftrag Amt der Oö. Landesregierung Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz

Feldsperling *Passer montanus* ID 12

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

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

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

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

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

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

mehrjährige Pflanzenarten Früchte ausbilden können. Auch Feldwege mit Krautsaum können in die Maßnahme einbezogen werden, sofern kein besonderes Kollisionsrisiko besteht. Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen (mit Früchten / Pflanzensamen) gewährleistet, ggf. sind Bereiche auszuzäunen. Die Umzäunung soll idealerweise mit Holzpflöcken erfolgen (Sitzwarten). Bei einer Nutzung als Weide sind die Obstbäume vor Verbiss zu schützen.

  - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit autochthonem Saatgut zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für den Feldsperling zu erhöhen.

- Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010 S. 12) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☒	langfristig ☒
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

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

2. Anlage von Nistkästen (AV1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

Anforderungen an Qualität und Menge:

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausiblität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme 1 hat eine höhere Priorität gegenüber Maßnahme 2.

Quellen:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Flussregenpfeifer *Charadrius dubius* ID 13

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

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

Räumliche Aspekte / Vernetzung

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

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 0,5 ha übersichtlicher, nur spärlich bewachsene Fläche (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 176 sind 0,4 ha als Minimalbereich für die Besiedlung in Kiesgruben genannt). Innerhalb dieser Fläche sind an mind. 2 Stellen mit leicht erhöhter Lage grobkiesige oder –schottrige Flächen mit mind. je 100 qm Fläche zu schaffen (für Kies Korngröße 10-30 mm, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 178), entweder durch Aufschüttung oder (bevorzugt) durch Freistellung bei bereits vorhandenem geeignetem Substrat. Die weitere Umgebung der Fläche ist von größerem Pflanzenbewuchs (z. B. aufkommende Weidenverjüngung) freizuhalten (in Anlehnung an HÖLZINGER 1987 S. 991).

- Eine Alternative ist bei MATTHES (1989 S. 657, >10 ha großes Abraumgelände bei Worms) beschrieben: Auf der Maßnahmenfläche wurden auf dem sandigen Boden im Abstand von 50-70 m Nisthilfen angelegt, in dem pro Nisthilfe ein 12-Liter Eimer mit Kies (Korngröße 10-30 mm) auf 2-3 qm verteilt wurde, ergänzt durch 8-10 Grobschotter mit 80-150 mm Durchmesser, die regellos der Kiesschüttung hinzugefügt wurden. In ähnlicher Weise wurden vom NABU Herne (o. J.) auf einem alten, offenen Zechengelände inselartig Schubkarrenladungen von Kies ausgebracht. Pro Paar sind mind. 5 dieser alternativen Nisthilfen anzulegen.

- Sofern nicht vorhanden: Anlage mehrerer kleiner Flachwasserbereiche mit dauerhafter Wasserführung während der Brutzeit. Pro Paar mind. 3 Kleingewässer mit insgesamt bis 0,5 ha Gesamtgewässergröße.

- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (v. a. Freizeitnutzung, Angeln, Wassersport: BAUER et al. 2005 S. 428, HÖLZINGER 1975, OPITZ 1996 S. 146) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (April bis Juli) im Umfeld von ca. 50 m um die Maßnahmenfläche.

- Wo lokal möglich, kann auch durch die Regelung des Einstauregimes vorhandener Staugewässer (z. B. Rieselfelder, Schlammteiche, Klärteiche, Fischteiche, Vorsperren von Talsperren) Bruthabitat bereitgestellt werden. Dies ist jedoch auch auf die Bedürfnisse anderer dort vorhandener Arten abzustimmen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ggf. kann die natürliche Sukzession verhindert / verlangsamt werden, indem eine Magerbetonschicht unter dem Substrat eingebracht wird (HÖLZINGER 1987 S. 991). Diese Maßnahme ist jedoch wegen der langfristigen Bodenveränderung umstritten (OPITZ 1996 S. 146). Alternativ kann auch mit Wurzelfolie gearbeitet werden, wodurch zwar keine dauerhaften Baukörper wie Betonschichten ausgebracht wird, aber dennoch ein nicht verrottbarer Fremdkörper.

- Das künstliche Konstanthalten eines frühen Sukzessionsstadiums kann zu Konflikten mit anderen Naturschutzzielen führen. Die o. g. Maßnahme erfordert in der Regel kontinuierliche Pflegeeingriffe zur Verhinderung oder Verlangsamung des Vegetationswachstums. Mittel- und langfristig ist daher die Renaturierung von Auen und die Wiederherstellung natürlicher Überflutungsprozesse anzustreben, bei der für den Flussregenpfeifer dynamisch immer wieder neue Lebensräume entstehen (BAUER et al. 2005 S. 442, METZNER et al. 2003). Da das Entstehen von für den Flussregenpfeifer geeigneten Habitaten hierbei aber weder zeitlich noch räumlich konkretisiert werden kann, wären für einen hinreichenden Maßnahmenerfolg sehr große Flächen mit Anschluss z. B. an Auendynamik erforderlich (z. B. METZNER et al. 2003). Dies kann in der Regel im Rahmen des Artenschutzes bei der Bewältigung projektbedingter Störwirkungen nicht bewältigt werden.

- Wird die Maßnahme im Rahmen einer Fließgewässerrenaturierung durchgeführt, ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010) zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt: Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 428) und GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999 S. 175 f.) vorgeschlagen. Flussregenpfeifer sind als an die Flussdynamik angepasste Arten in der Lage, sehr schnell auf veränderte Landschaftsstrukturen zu reagieren (OPITZ 1996 S. 146, HAMANN in NWO 2002, S. 102). Die kurzfristige Annahme von anthropogenen Habitaten ist zahlreich belegt (z. B. OPITZ 1996 S. 142, HARTMANN 1997 S. 58, HÖLZINGER 1987 S. 991, JEDICKE 2000 S. 136, MATTHES 1989 S. 658)

- Widersprüchliche Ergebnisse liegen nicht vor. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „hoch" bewertet (Expertenworkshop 9.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Quellen:

Albrecht, C., U. Dworschak, T. Esser, H. Klein & J. Weglau (2005): Tiere und Pflanzen in der Rekultivierung. 40 Jahre Freilandforschung im Rheinischen Braunkohlenrevier. Acta Biologica Benrodis, Supplement 10. Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen.

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

Beser, H.J. (1977): Zur Brutökologie des Flussregenpfeifers (Charadrius dubius) in zwei Kiesgruben am Niederrhein. Charadrius 13: 65-70.

Biologische Station Rieselfelder Münster (1981): Die Rieselfelder Münster. Europareservat für Wat- und Wasservögel. Selbstverlag, Münster.

Flade M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschland: Grundlagen für den Gebrauch voglekundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag; Eching.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 6. Charadriiformes (1. Teil): Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 839 S.

Hartmann, H.-B. (1997): Der Flußregenpfeifer (Charadrius dubius) im Eichsfeld. Beiträge zur Vogelwelt des Eichsfeldes, Heiligenstadt, S. 56-58.

Hölzinger, J. (1975): Untersuchungen zum Verhalten des Flussregenpfeifers Charadrius dubius bei gestörtem und ungestörtem Brutablauf. Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern 14: 166 - 173.

Hölzinger, J. (1987 Bearb.): Flußregenpfeifer – Charadrius dubius Scopoli, 1786. In: In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 983-993.

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

Jürgens, D. (2000): Flussregenpfeifer - Charadrius dubius. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz

(Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Rastvögel:

Tauchenten: Schellente *Bucephala clangula* ID 47, Tafelente *Aytha ferina* ID 57

Säger: Gänsesäger *Mergus merganser* ID 15, Zwergsäger *Mergus albellus* ID 78

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und / oder Herbstrast in der Regel in Trupps auf geeigneten Still- und Fließgewässern rasten und / oder überwintern. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rastplätze. Diese traditionellen Rastplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen.

Die Arten weisen in NRW folgenden Status auf (LANUV 2010): Gänsesäger, Schellente, Zwergsäger: Wintervogel, Tafelente: Rast- und Wintervogel.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen (Tauchenten und Zwergsäger)
- Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet (Gänsesäger)

Habitatanforderungen

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

- Gänsesäger Winterhabitate: Fischreiche Fließgewässer, Talsperren und Stauseen (LANUV 2010). Der Gänsesäger ernährt sich überwiegend von Fischen von < 10 cm Größe aus einer Wassertiefe von im Durchschnitt bis 5 m (BAUER et al. 2005 S. 143).
  - Der Gänsesäger ist vorwiegend tagaktiv und sucht nach Sonnenuntergang einen Schlafplatz auf, an welchem die Säger aber auch nachts teilweise aktiv bleiben. Auch Winterverbände balzen bei Mondlicht mitunter am Schlafplatz und können diesen im Laufe der Nacht ganz oder vorübergehend verlassen. Im Winterhalbjahr sind die kurzen Jagd- und langen Ruheperioden auffällig (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 474). Die Nahrungsgewässer können von den Schlafplätzen teilweise mehrere Kilometer entfern liegen (z.B. Schlafplatz Griethausener Altrhein im VSG Unterer Niederrhein, SUDMANN 2010).
    - Bei einer Untersuchung auf dem Ruhrstau Hengsteysee (BELLEBAUM 1999) war der Anteil nahrungssuchender Vögel am frühen Morgen am höchsten, sank vormittags ab und stieg nachmittags erneut an. Nahrungssuche fand in Bereichen mit starker Strömung statt, regelmäßig genutzte Ruheplätze lagen in flacheren Bereichen. Die Wahl der Ruhe- und Schlafplätze wurde vom Wetter beeinflusst. Das wichtigste Nahrungshabitat am Wehr war starker Erholungsnutzung ausgesetzt und wurde bei steigenden Besucherzahlen gemieden. Wenn ein Verlassen nicht möglich war, änderten die Gänsesäger ihr Verhalten und ruhten seltener..
- Schellente Winterhabitate: Größere Fließgewässer, Seen, Abgrabungsgewässer und Talsperren mit ausreichendem Nahrungsangebot (LANUV 2010). Die Schellente ernährt sich überwiegend tierisch von Wasserinsekten, Kleinkrebsen und Muscheln, im Winter kann der Anteil an pflanzlicher Nahrung (v. a. Sämereien) zunehmen. Tauchtiefe im Durchschnitt bis 3 m (BAUER et al. 2005 S. 138).
  - Die Schellente ist vorwiegend tagaktiv. Im Winter wird aber morgens und abends manchmal im fahlen Dämmerlicht nach Nahrung getaucht; selbst bei weitgehender Trennung der Schlaf- und Nahrungsplätze (DIERSCHKE 1987, Ostseeküste) beginnt und endet die Nahrungssuche gewöhnlich am Schlafplatz. Aktivitäts- und Ruhephasen wechseln im Laufe des Tages ziemlich regellos und sind im Binnenland mitunter weitgehend von Störungen abhängig. Entsprechend schwankten beispielsweise am Untersee-Ende (Bodensee) und dem anschließenden Hochrhein-Abschnitt auch Beginn, Dauer und Ende der winterlichen Schlafplatzflüge stark und regellos. Erste, oft durch Störungen ausgelöste Flüge können schon am frühen Nachmittag erfolgen, stärker setzen sie erst kurz vor oder nach Sonnenuntergang ein und bei hartem Winterwetter beginnen sie erst nach Einbruch der Dämmerung und enden bei voller Dunkelheit (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 338).
- Tafelente Rast- und Winterhabitate: Abgrabungsgewässer, Seen, Talsperren, Staustufen und strömungsarme Buchten von Fließgewässern (MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Tafelente ernährt sich je nach Angebot

pflanzlich und tierisch bei starker regionaler und saisonaler Variation. Im Winterhalbjahr sind Wandermuscheln von Bedeutung, im Sommer an Fischteichen neben Larven von Wasserinsekten auch Getreide (Karpfenfutter). Tauchtiefe meist 1 bis 2,5 m (BAUER et al. 2005 S. 112).

  - Die Tafelente ist tag- und nachtaktiv, im Vergleich zu den anderen Arten und insbesondere im Winterhalbjahr stärker dämmerungs- und nachtaktiv. Bei nahrungsreichen, aber tagsüber gestörten Gewässern, kann die Tafelente eine räumliche Trennung von nächtlich aufgesuchten Nahrungsgewässern und tagsüber aufgesuchten Ruhegewässern zeigen (STRUWE 1993: Eckernförder Bucht). – Bei Beobachtungen am Aarestau (Schweiz) wurde in hellen Nächten kaum eine Ruhepause eingeschaltet. Gewöhnlich fällt die Hauptfressaktivität in die erste Nachthälfte. Unabhängig von Wetter und Nachthelligkeit beginnen bei weit fortgeschrittener Dämmerung innerhalb von 20 Minuten 60–100% der Tafelenten zu fressen. Diese Aktivitätsphase dauert etwa 6 bis 7 Stunden, bis die Vögel zwischen Mitternacht und 2 Uhr morgens wieder einschlafen. Eine zweite, in dunklen Nächten höchstens 2 Stunden dauernde Aktivitätsphase fällt in die frühen Morgenstunden und bricht mit beginnender Dämmerung, im Frühjahr dagegen erst im Laufe des Vormittags ab. Die Tagesaktivität (mit Gipfel in den späten Vormittags- oder frühen Nachmittagsstunden) ist nach mondhellen Nächten nur etwa halb so groß wie nach dunklen. Mit der Abwanderung der Winterscharen im Frühjahr ändert sich auch die Tagesaktivität. Je weniger Vögel sich auf dem See aufhalten, um so mehr zeigen die weit auseinanderliegenden Gruppen ihren eigenen Tagesrhythmus (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 63).

- Zwergsäger Winterhabitate: Fließ- und Abgrabungsgewässer, Seen, Talsperren, und Staustufen mit ausreichendem Angebot an kleinen Fischen (LANUV 2010). Der Zwergsäger ernährt sich überwiegend von Fischen mit 5-6 cm Größe (BAUER et al. 2005 S. 140).
  - Zwergsäger sind tagaktiv. Regional treten tägliche Schlafplatzflüge auf. An kurzen Tagen findet Nahrungstauchen auch vor Sonnenaufgang und nach Sonnenuntergang statt (BAUER et al. 2005 S. 140).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Nahrungs- und Ruhegewässer können lokal bei Stillgewässern identisch oder räumlich getrennt sein (z. B. störungs- oder wetterabhängig).
- Die Arten können miteinander vergesellschaftet auftreten. Die Tafelente ist im Verhältnis zu den anderen Arten stärker nachtaktiv und weist eine geringere räumliche Trennung von Nahrungs- und Ruhegewässern auf. Bei nahrungsreichen, aber tagsüber gestörten Gewässern kann jedoch auch die Tafelente eine räumliche Trennung von nächtlich aufgesuchten Nahrungsgewässern und tagsüber aufgesuchten Ruhegewässern zeigen (STRUWE 1993: Eckernförder Bucht).

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Optimierung von geeigneten Nahrungsgewässern (G1.1, G.3.1, G.6.2, G6.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Tauchenten und Säger suchen ihre Nahrung in störungsberuhigten Gewässern. In der Maßnahme werden bestehende Nahrungsgewässer optimiert oder neu geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Wassersport, Angelsport, Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten (z.B. GERKEN 1981, HÜBNER & PUTZER 1985, PUTZER 1985, 1989, REICHHOLF 1975, SÜDBECK & SPITZNAGEL 2001).

- Vorhandene Gewässer mit Vorkommen von Wasserpflanzen und Tieren, Aufwertungspotenzial bezüglich Uferve-

getation und / oder Störungsberuhigung.

- Neu zu schaffende Stillgewässer, die einen Bestand von Nahrungstieren der Arten entwickeln können.
- Keine nährstoffarmen Gewässer, deren Nährstoffarmut im Rahmen eines anderen Naturschutzziels zu erhalten ist (nährstoffarme Gewässer weisen oft einen geringeren Bestand an Nahrungstieren für die Zielarten auf als nährstoffreichere Gewässer: EINSTEIN 1983, KOOP 1996, UTSCHIK 1995).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird ein Faustwert von mind. 1 ha für die Gewässergröße empfohlen.
- Möglichst nahe zu den Ruhegewässern (Nahrungs- und Ruhegewässer können auch identisch sein).
- Anlage der Gewässer entsprechend den o. g. Artansprüchen. Abflachung der Ufer, Rückbau von Uferverbauungen, Optimierung und Gestaltung einer standortsangepassten Ufervegetation. Bei dichten Gehölzriegeln am Ufer teilweises Auflichten zur Schaffung von Ruheplätzen.
- Ggf. Einschränkung der Fischerei / des Angelsports bei fischfressenden Arten (NWLKN 2011 S. 12).
- Bei der Renaturierung von Fließgewässern gelten die Hinweise in der „Blauen Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).
- Ggf. Einbringen von Fischen, Muscheln o. a., sofern dadurch andere Funktionen des Gewässers nicht negativ beeinträchtigt werden (im Regelfall nicht bei Fließgewässern; Zielkonflikte und Vorgaben Wasserrahmenrichtlinie beachten).
    - GALHOFF (1987) kalkulierte den Nahrungsbedarf einer Überwinterungspopulation der Tafelente am Kemnader See bei Bochum (ca. 660 Individuen) auf ca. 160 ± 70 kg pro Tag. Hier bildeten vermutlich Zuckmückenlarven und Schlammröhrenwürmer des Benthos die Hauptnahrungsquelle.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Gewährleistung der artspezifischen Ansprüche an die Gewässer.
- Ggf. Durchführung von Maßnahmen zur Verhinderung von Verlandungen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte bei im Ausgangszustand nährstoffarmen Gewässern mit anderen Arten / Naturschutzzielen / der Wasserrahmenrichtlinie beachten: Ein extrem hohes Nährstoffangebot bis hin zum Umkippen des Gewässers (Polytrophie mit starker Gewässertrübung und Verschwinden von Muscheln und Fischen) führt auch bei Tauchenten / Sägern zu einer Abnahme (bis hin zum Verschwinden) der Nahrungsbasis, die meisten Tauchenten können sich jedoch zumindest in geringem Maße auch in sehr nährstoffreichen Gewässern von der Schlammfauna des Seebodens ernähren (z. B. Schlammröhren- und Zuckmückenlarven: EINSTEIN 1983 S. 386: Federsee in Baden-Württemberg; GALHOFF 1987: Kemnader See). Eine mäßige Gewässerbelastung mit Nährstoffen kann für Tauchenten und Säger mit vorwiegend tierischer Ernährung positive Auswirkungen haben, wenn dadurch die Nahrungstiere gefördert werden. Umgekehrt kann eine „bessere“ (nährstoffärmere) Gewässerqualität für diese Arten negativ sein (UTSCHIK 1995; Rückgang des Mauserbestandes der Tafelente an den Ismaninger Teichen (Bayern) vermutlich aufgrund der durch ein neues Klärwerk bedingten, verbesserten Gewässerqualität: KÖHLER & KÖHLER 1996, KOOP 1996 S. 395).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Optimierung vorhandener Gewässer: Wirksamkeit je nach Ausgangsbedingungen innerhalb von 2 bis 5 Jahren (Abflachung der Ufer, Einhalten Abstandzonen für Störungen, Optimierung Ufervegetation bei vorhandenem Ausgangsbestand).

- Neuanlage von Stillgewässern: Für die Etablierung einer Ufervegetation sowie die Besiedlung durch Muscheln u. a. Nahrungstiere der Tauchenten und Säger wird eine mittelfristige Wirksamkeit innerhalb von 5-10 Jahren veranschlagt. Ggf. kann dieser Zeitraum durch Anpflanzungen und Einbringen von Fischen, Muscheln o. a. auf bis zu 5 Jahre verkürzt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig herstellbar. Es besteht grundsätzlich eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Nahrungssuchende Enten und Säger reagieren schnell auf günstige Nahrungshabitate.

- GRIMS (1963) berichtet von der Besiedlung des Innstausees St. Florian. Die Bauarbeiten wurden im September 1961 abgeschlossen, im Laufe einiger Wochen füllte sich der Stauraum mit Wasser (Überstauung der „Reichsberger Au“ auf 1-3 m). Innerhalb kurzer Zeit kam es zu einem Bestandsanstieg bzw. zur Neubesieldung durch Wasservögel (während der Zugzeiten rasteten vorher meist nur für wenige Stunden Stockente, Tafelente, Krickente, Knäkente und Reiherenten). Während des Winters 1961/62 konnten am Stausee ständig beobachtet werden (Durchschnittszahlen): „300 Stockenten, 300 Tafelenten, 100 Reiherenten, 20 Krickenten, 20 Schellenten, Pfeifenten (selten), Knäkenten (selten), Löffelenten (selten) 400 Bläßhühner, 20 Zwergtaucher, 6 Gänsesäger.“ KLOSE (2002) berichtet über die Wiedervernässung einer ca. 9 ha großen Grünlandniederung bei Eutin. Das entstandene eutrophe Flachgewässer wurde innerhalb von 6 Jahren u. a. von rastenden Gänsesägern (max. 198 Ex.) und Zwergsägern (max. 87 Ex.) angenommen. THIES (1992) untersuchte mehrere v. a. in den 1980er Jahren angelegte Klärteiche im Kreis Segeberg (Holstein). Während der Zugzeiten wurden sie u. a. von der Schellente (weiterhin z. B. Reiher- und Löffelente) angenommen.

- Die hier vorgeschlagenen Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Optimierung von geeigneten Ruhegewässern (G1.1, G.3.1, G.6.2, G6.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Tauchenten und Säger ruhen in störungsberuhigten Gewässern. In der Maßnahme werden bestehende Gewässer optimiert oder neu geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Wassersport, Angelsport, Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten (z.B. GERKEN 1981, HÜBNER & PUTZER 1985, PUTZER 1985, 1989, REICHHOLF 1975, SÜDBECK & SPITZNAGEL 2001).
- Möglichst nahe zu den Nahrungsgewässern (Nahrungs- und Ruhegewässer können auch identisch sein).
- Vorhandene Gewässer mit Aufwertungspotenzial bezüglich Ufervegetation.
- Neu zu schaffende Stillgewässer: Dauerhafte Wasserführung.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird ein Faustwert von mind. 1 ha für die Gewässergröße empfohlen.
- Anlage der Gewässer entsprechend den o. g. Artansprüchen. Abflachung der Ufer, Rückbau von Uferverbauungen, Optimierung und Gestaltung einer standortsangepassten Ufervegetation. Bei dichten Gehölzriegeln am Ufer teilweises Auflichten zur Schaffung von Ruheplätzen.
- Bei der Renaturierung von Fließgewässern gelten die Hinweise in der „Blauen Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).
- Bei dichter (Gehölz-) Ufervegetation teilweises Auflichten, bei fehlenden Ufergehölzen Anpflanzen von Einzelbüschen oder –bäumen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Arten können lokal und / oder temporär ein Gewässer sowohl zur Nahrungssuche wie zum Ruhen nutzen. Daher ist zu prüfen, inwieweit die maßnahmenbezogenen Gewässer zugleich ein Nahrungsangebot bereitstellen müssen (Maßnahme 1). Die Verbindungsräume zwischen Nahrungsflächen und Ruhegewässern sollen idealerweise frei von Bauwerken o. a. Störquellen sein (NLWKN 2011 S. 12).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Siehe Maßnahme 1. Eine Besiedlung durch Nahrungstiere ist nicht zwingende Voraussetzung, allerdings können Nahrungs- und Ruhegewässer auch identisch sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Siehe Maßnahme 1.
- Die hier vorgeschlagenen Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.
- Die Betroffenheit ganzer Ruhegewässer ist eine Einzelfallentscheidung und im Regelfall von einem Monitoring zu begleiten.
- Für Maßnahmen bei Betroffenheit der Tafelente bestehen nach fachgutachterlicher Einschätzung (Expertenworkshop 8.11.2011, LANUV Recklinghausen) graduell geringere Anforderungen bzw. die Prognosesicherheit ist graduell höher.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Für rastende / überwinternde Tauchenten und Säger besteht die Möglichkeit zur Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen für Ruhe- und Nahrungsgewässer. Je nach Ausgangssituation kann die Maßnahme kurz- oder mittelfristig umgesetzt werden. Da die Maßnahmenkonzeption in der Regel große (Gewässer-) Flächen und eine umfangreiche Planung umfasst, ist ein Monitoring durchzuführen. Die Betroffenheit ganzer Ruhegewässer bedarf einer Einzelfallentscheidung.

Quellen:

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

Bellebaum, J. (1999): Was bestimmt Tagesrhythmus und Verteilung überwinternder Gänsesäger (Mergus merganser) auf einem Ruhrstausee? Corax 17: 352-360

Dierschke, V. (1987): Zum Schlafplatzverhalten der Schellente (Bucephala clangula) bei Schleimünde. Corax 12: 123-135

Einstein, J. (1983): Die Auswirkungen der zunehmenden Eutrophierung des Federsees auf die Vogelwelt. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 55 / 56: 355-403

Galhoff, H. (1987): Untersuchungen zum Energiebedarf und zur Nahrungsnutzung auf einem Stausee überwinternder Tafelenten (Aythya ferina L.). Ökologie der Vögel 9 (2): 71-84.

Gerken, F. (1981): Auswirkungen des Wassersports auf bedrohte Naturvorkommen in der Oberrheinaue. - Beitr. Natur- u. Umweltschutz, H. 1: 11-12.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Bearb., 1992): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 3. Anseriformes (2. Teil). Entenvögel: Enten, Säger. Aula-Verlag, Wiesbaden, 503 S.

Grims, F. (1963): Die Besiedlung des neu entstandenen Innstausees St. Florian bei Schärding. Egretta 6 (1): 29-31.

Hübner, F. & D. Putzer (1985): Störungsökologische Untersuchungen rastender Kormorane an niederrheinischen Kiesseen bei Störungen durch Kiestransporte, Segel-, Surf- und Angelsport. - Seevögel, Sonderband 6: 122-126.

Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38.

Köhler, P., & U. Köhler (1996): Eine Auswertung von Ringfunden der Tafelente (Aythya ferina) angesichts der zusammenbrechenden Mausertradition im Ismaninger Teichgebiet. Vogelwarte 38: 225-234.

Koop, B. (1996): Die Bedeutung der Binnengewässer Ostholsteins für die Schwingenmauser von Wasservögeln am Beispiel von Haubentaucher (Podiceps cristatus), Schnatterente (Anas strepera), Tafelente (Aythya ferina) und Reiherente (Aythya fuligula). Corax 16: 393-405.

Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Wintergäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads, Abruf 10.10.2011

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

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

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 2011): Lebensraumansprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen. Teil 2: Gastvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1 / 2011: 48 S.

Putzer, D. (1985): Angelsport und Wasservogelschutz in NRW. - Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 25: 65-76.

Putzer, D. (1989): Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit und Störung am Beispiel bestandsbedrohter, an Feuchtgebiete gebundener Vogelarten. - Schr.-R. Landschaftspfl. Natursch. 29: 169-194.

Reichholf, J. (1975): Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogel-Schutzgebiet am Unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung und Entwicklung. - Schr.-R. Landschaftspfl. Natursch. 12: 109-117.

Struwe, B. (1993): Die Tauchenten (Aythya)-Rastbestände an den Tagesschlafplätzen der Eckernförder Bucht von 1985/86 bis 1990/91. Corax 15: 167-181

Sudmann, S.R. (2010): Auswertung der Rastbestände der Wasservögel im SPA Unterer Niederrhein für die Winterhalbjahre 2004/05 bis 2008/09. NWO-Monitoringbericht 2010/01 im Auftrag des LANUV NRW.

Südbeck, P. & Spitznagel, A. (2001): Freizeitnutzung, Sport und Tourismus. In: Richarz, K, Bezzel, E., & Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

Thies, H. (1992): Die Klärteiche im Kreis Segeberg - neue Wasservogellebensräume. Corax 14: 329-354

Utschik, U. (1995): Bestandsentwicklung und Habitatpräferenzen von rastenden oder überwinternden Wasservögeln im Bereich der Innstaustufen Stammham und Simbach-Braunau. Mitt. Zoologische Gesellschaft Braunau 6 (3): 221-238.

Gartenrotschwanz *Phoenicurus phoenicurus* ID 16

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

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

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

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

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

Räumliche Aspekte / Vernetzung

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

Sonstige Hinweise

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

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Geeignete Nistplätze können kurzfristig zur Verfügung gestellt werden.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt; Nisthilfen werden vom Gartenrotschwanz gern angenommen (z.B. BAUER et al. 2005, Übersicht in ZANG et al. 2005). Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Für NRW wurde der Eignungsgrad mit „hoch“ bewertet (Expertenworkshop 9.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausiblität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Aktuell verbrachte, verfilzte o. a. aufwertungsfähige, baumbestandene Grünlandfläche. Neben Streuobstbeständen können lokal auch verschiedene Kopfbaumarten geeignet sein.
- Magere bis mittlere Böden, keine wüchsigen Standorte, die eine hohe und dichte Vegetation ausbilden (alternativ

vorherige Ausmagerungsphase oder Oberbodenabschiebung: SCHUDEL 2009).

- Durchführung vorzugsweise in Landschaften mit baumbestandenem Grünland und bei Betroffenheit von Gartenrotschwänzen in diesen Habitaten (d. h. nicht in waldgeprägten Habitaten wie bei der Maßnahme: Erhalt von Altholzbeständen / Auflichtung von (Kiefern-) Wäldern / Strukturierung von Waldrändern mit Saum).

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

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha. Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Pakete 4301 und 4302: „Erhaltung und Ergänzung von Streuobstwiesen“) sowie bei MULNV (2009) (weitere Details zu Streuobstwiesen z. B. bei ARGE Streuobst 2010).
- Pflege der Bäume: Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen (s. u.). Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen.
    - Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
    - Baumpflege: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
    - Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010 S. 8).
- Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
- Bei Mangel an für den Gartenrotschwanz geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit der Maßnahme: (temporäres) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden).
- Grünlandpflege: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Weiterhin sind für den Gartenrotschwanz folgende Aspekte zu beachten:
    - Schaffung und Pflege von Bereichen mit lückiger (ruderaler) Bodenvegetation auf mind. 30 % der Revierfläche (in Anlehnung an MARTINEZ 2010 S. 18) z. B. durch Abschieben des Oberbodens (SCHUDEL 2009), Auftrag nährstoffarmer Substrate oder Fräsen der Grasnarbe. Alternativ (idealerweise in Kombination) sollen Grünlandflächen mit dichterer Grasnarbe (z. B. Wiesen, Weiden) in derselben Größenordnung während der Brutzeit kurzrasige Bereiche mit max. 20 cm Vegetationshöhe aufweisen (in Anlehnung an MARTINEZ et al. 2010 S. 302). Die lückig-kurzrasigen Bereiche sollen an mehreren Stellen im Revier verteilt werden und mit Bereichen höhere Vegetation (z. B. Altgrasstreifen oder -flächen) abwechseln, um einen hohen Grenzlinieneffekt zu erzielen (ebd.).
    - Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen (mit Früchten / Pflanzensamen) gewährleistet, ggf. sind Bereiche auszuzäunen. Die Umzäunung soll idealerweise mit Holzpflöcken erfolgen (Sitzwarten). Bei einer Nutzung als Weide sind die Obstbäume vor Verbiss zu schützen.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit autochthonem Saatgut zu erhöhen, um Insekten und andere Wirbellose zu fördern und so das Nahrungsangebot für den Gartenrotschwanz zu erhöhen.
    - Auch Feldwege mit Krautsaum / Böschungen können in die Maßnahme einbezogen werden, sofern kein besonderes Kollisionsrisiko besteht.
- Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010 S. 12, SCHUDEL 2009) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☒	langfristig ☒
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

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

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

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

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

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

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

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

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

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☒	langfristig ☒
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

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

Fazit: Für den Gartenrotschwanz liegen mit der Optimierung bestehender potenzieller Lebensräume kurzfristig wirksame

Maßnahmen vor. Die Anlage neuer Habitate ist nur langfristig möglich.

Angaben zur Priorisierung:

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

Quellen:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Vogelschutz SVS / BirdLife Schweiz.

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

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

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

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

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

Vorwiegend auf Feuchtgrünland rastende Limikolen

Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria* ID 17, Großer Brachvogel *Numenius arquata* ID 21, Kampfläufer *Philomachus pugnax* ID 25, Kiebitz *Vanellus vanellus* ID 26

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung" ☒ „Enge Abgrenzung" ☐

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die während der Frühjahrs- und/oder Herbstrast in der Regel in Trupps an strukturell geeigneten Plätzen rasten. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Gruppen genutzte traditionelle Rastplätze, die für die Auffrischung der Fettreserven von Bedeutung sind. Diese traditionellen Rastplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können.

Die hier behandelten Arten rasten vorwiegend auf Grünland, jedoch treten Überschneidungen zu den vorwiegend im Umferbereich rastenden Limikolen auf (siehe Formblatt für Alpenstrandläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer, Dunkler Wasserläufer, Flussuferläufer, Grünschenkel, Rotschenkel, Uferschnepfe, Waldwasserläufer und Zwergschnepfe). Insbesondere der Kampfläufer kann auch auf Schlammflächen rasten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV 2010b)

- Goldregenpfeifer, Kampfläufer, Kiebitz: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen im Kreisgebiet
- Großer Brachvogel: Vorkommen in einem Schutzgebiet, Einzelvorkommen

Habitatanforderungen

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

- Goldregenpfeifer: Grünland und Feuchtwiesen mit geringer Vegetationshöhe sowie Äcker in der weitgehend offenen Landschaft (LANUV 2010b)
- Großer Brachvogel: Grünland mit niedriger Vegetation, Feuchtgrünland mit Nasswiesen, Rieselfelder (LANUV 2010b), Schlafplätze auch auf Kiesbänken in Abgrabungen (SUDMANN unpub.).
- Kampfläufer: Feuchtgrünland mit hohem Grundwasserstand und Blänken, versumpfte Flächen, Hoch- und Niedermoore, offene Stellen mit Schlammboden (LANUV 2010b)
- Kiebitz: Grünland und Feuchtwiesen mit geringer Vegetationshöhe sowie Äcker in weitgehend offener Landschaft (LANUV 2010b). Schlafplätze auch auf Kiesbänken in Abgrabungen (SUDMANN unpub.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Schlaf- und Nahrungshabitate können räumlich identisch sein, ansonsten sollen sie in unmittelbarer räumlicher Nähe zueinander liegen (umso näher, desto günstiger).

Sonstige Hinweise

- Die Arten können miteinander vergesellschaftet auftreten.

Maßnahmen

1. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten (O1.1.2) / Wiedervernässung (G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die hier behandelten Arten rasten oft auf feuchten, großflächigen Grünlandstandorten. In der Maßnahme werden geeignete Standorte durch Wiedervernässungen optimiert oder neu geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger mit frei laufenden Hunden etc.) zu achten.

- Der Standort muss von den Grundwasserverhältnissen für eine Wiedervernässung geeignet sein (im Regelfall aktuell entwässerte Grünlandstandorte). Idealerweise ist ein Mikrorelief mit kleinen Kuppen und Senken bereits vorhanden, ansonsten im Rahmen der Maßnahmendurchführung zu schaffen.

- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.

- Entwicklung / Renaturierung von Feuchtgrünland; je nach örtlichen Voraussetzungen z. B. durch Grabenanstau, Rückbau von Drainagen, Anpassung der Pumpleistung in Bergsenkungsgebieten, Tieferlegung von Flächen im Deichvorland, aktive Bewässerung (z.B. über Windradpumpen).

- Eine Anhebung des Grundwasserstandes auf lediglich unter Flur oder kleinflächige Vernässungen ohne weitreichende Überflutung führen in der Regel nicht zu einer Verbesserung der Habitatbedingungen. Erforderlich sind im Regelfall großflächige Bereiche (BELTING & BELTING 1992 S. 51 f.; Dümmer in Niedersachsen, ABU 1992: Soest). Durch ein vorhandenes oder neu zu schaffendes Mikrorelief entsteht dabei ein Muster von flachen Wasserflutungen (vgl. Anlage von Flachgewässern / Blänken) und nicht überschwemmtem, kurzrasigem Grünland (Vegetationshöhe ca. 5 (10) cm) mit lückigen Bereichen, was für die Nahrungsverfügbarkeit günstig ist (AUSDEN et al. 2001, BEHRENS et al. 2007, BELTING & BELTING 1992 S. 24, 28). Kurzrasige Bestände können ggf. durch eine Mahd vor der Rastperiode hergestellt werden.

- Extensive Nutzung des Feuchtgrünlandes als Wiese oder Weide entsprechend den allgemeinen Hinweisen im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANVU 2010a S. 34 f., Pakete 4200 bis 4212 „Nasswiesen, Feuchtheiden und Seggenriede“) sowie im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Auf Altgrasstreifen o. a. Strukturen, die Prädatoren anlocken, ist im Regelfall zu verzichten.

- Bei sehr wüchsigen Flächen mit Ausbildung einer hohen und dichten Vegetation muss ggf. eine Ausmagerungsphase vorgeschaltet werden, um eine niedrige Vegetation zur Rastzeit zu erhalten (BELTING & BELTING 1992 S. 51).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung. Zur Gewährleistung von Kurzrasigkeit auch in der Rastzeit ggf. Durchführung einer Mahd vor der Herbstrast.
- Offenhaltung des Gebietes von Vertikalstrukturen; Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind in der Regel innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam. Das Einstellen des angestrebten Grundwasserstandes kann jedoch auch bis zu 10 Jahren dauern, vorher sind ggf. Nachregulierungen erforderlich. Relevante Teilfunktionen können auch vorher erreicht werden (z. B. Flachwasserbereiche, Kurzrasigkeit).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen in der Regel kurzfristig innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam. Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig empfohlen (z. B. BELTING & BELTING 1992, BECKERS 2002, BORNHOLDT 2000, KOWALLIK et al. 2010, LANUV 2011 S. 96, NLWKN 2011 S. 36, RÜCKRIEM et al. 2009 S. 136, 148). Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor, die Maßnahme erscheint jedoch von der Artökologie her plausibel.

- Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Wiedervernässungen erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind größere Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒ (Großer Brachvogel, Kampfläufer)
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Flachgewässern / Blänken (G2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für die im Grünland rastenden Limikolen mangelt es oft an geeigneten Flachgewässern, weil keine Senken vorhanden sind oder der Grundwasserspiegel zu niedrig ist. Durch die Anlage von flachen Kleingewässern entstehen attraktive Rasthabita-

te für die Limikolen, die im Flachwasser oder Uferbereich nach Nahrung suchen oder ruhen. Die Gewässer können grund- oder stauwassergespeist sein.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Der Standort muss von den Grund- oder Stauwasserverhältnissen zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Kandidaten für geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.
- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft.
- Einbettung in großflächige Feuchtgrünlandstandorte (vgl. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Die Flachgewässer sollen durchschnittlich ca. 50 cm tief sein und eine Maximaltiefe von 80 cm nicht überschreiten (ABU 1992 S. 124). Sie können grundwassergespeist (Blänken) oder hoch- bzw. stauwassergespeist sein (Flutmulden, LANUV 2011 S. 96). Die Randbereiche sollen zur Rastzeit breite, flache und schlammige Uferzonen (Stochermöglichkeit) aufweisen und einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Flachgewässer mind. 1500 qm.
- Insbesondere für rastende Kampfläufer ist ein hoher Anteil von schlammigem Ufer relevant.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers. Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Ephemere Wasserstellen sind in der Regel kurzfristig innerhalb von 1 Jahr herstellbar und wirksam (in Anlehnung an die rasche Annahme von Flachwasserbereichen z. B. bei WEGGELER & MÜLLER 1996, Schweiz).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig wirksam. Die Maßnahme wird z. B. von LANUV (2011 S. 98) empfohlen, ansonsten im Rahmen der Wiedervernässung genannt (s. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung). Die Annahme von geschaffenen Flachwasserbereichen (an größeren Gewässern) ist z. B. bei WEGGELER & MÜLLER

(1996) nachgewiesen (s. Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern). Entsprechend dieser Erfahrungen besteht eine grundsätzliche Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

- Falls die Maßnahme im Rahmen einer flächigen Wiedervernässung von Feuchtgrünland durchgeführt wird, ist wegen der Komplexität der Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (vgl. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☒ (Großer Brachvogel)
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Anlage, Optimierung und naturnahe Gestaltung von Gewässern (G1.1, G2.1, G3.1, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Neuanlage von Gewässern oder Durchführung von Optimierungsmaßnahmen an bestehenden Gewässern wie Schaffung flacher Ufer (G3.1, G3.3), Schaffung offener Uferbereiche (G2.3, O5.2), Rückbau von Uferbefestigungen (G6.2.1) werden für rastende Limikolen attraktive Habitate geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.

- Neuanlage Gewässer: Der Standort muss von den Grundwasserverhältnissen für eine Gewässeranlage geeignet sein und zu den Rastzeiten eine Wasserführung gewährleisten. Kandidaten für geeignete Standorte können im Winterhalbjahr bzw. bei hohen Wasserständen oder aus Luftbildern (Bereiche mit verminderter Vegetationsdeckung o. a.) identifiziert werden.

- Optimierung vorhandener Gewässer: Gewässer mit Aufwertungspotenzial z. B. bezüglich der Ufersteilheit, der Ufervegetation oder Uferverbauungen (z. B. Rieselfelder, Klärteiche, Abbaugewässer).

- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen), idealerweise innerhalb einer großräumig offenen Landschaft.

- Einbettung in großflächig offene, störungsberuhigte Standorte z. B. in Feuchtgrünland oder Auenstandorte

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Neuanlage oder Optimierung von Gewässern mit ausgedehnten Flachwasserzonen. Die flachen Ufer sollen mind. 20 m breit sein und einen Böschungswinkel von 1:15 bis 1:20 nicht überschreiten. Pro Gewässer mind. 1500 qm Flachwasserzone ca. 5-10 cm tief. Insbesondere für rastende Kampfläufer ist ein hoher Anteil von schlammigen Ufern relevant.
    - Bei WEGGELER & MÜLLER (1996 S. 160, Schweiz) zeigte sich, dass Bereiche, die zur Vegetationszeit weniger als 20-30 cm überspült sind, rasch einwuchsen, wodurch sich die für Limikolen nutzbare Wasserfläche und die Rastbestände anfänglich verringerten. Die Autoren weisen auf den idealen Limikolenteich nach REHFISCH (1994) hin: Dieser soll, um das Einwachsen zu verlangsamen, einen ca. 20-30 cm hohen, stufigen Rand unmittelbar unterhalb der Hochwasserlinie aufweisen, so dass auch die äußersten Schlickbereiche bei Hochwasser genügend überspült bleiben. Der eigentliche Teich ist als eine sehr flach absinkende Wanne (evtl. mit Inseln) gestaltet und weist an der tiefsten Stelle ein kleines, ständig wassergefülltes Refugium auf, in dem ein Teil der Benthosfauna die Niedrigwasserphase überdauern kann (Profil eines „umgestülpten Sombreros"). Das Modell von REHFISCH (1994) wird jedoch von GREEN & HILTON (1998) einer kritischen Analyse unterzogen, dessen Wirksamkeit erst noch empirisch nachgewiesen werden müsse.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhaltung der Maßnahmenflächen durch regelmäßige Mahd oder Beweidung des Ufers. Entfernen von Gehölzen je nach deren Aufkommen im mehrjährigen Abstand.
- In den ersten Jahren kann eine regelmäßige Nachsteuerung des Wasserhaushalts notwendig sein. Wichtig ist, dass der Wasserstand während der gesamten Rastzeit günstige Bedingungen gewährleistet (dies kann auf unterschiedlichen Teilflächen erfolgen), um die Rastvögel in die Lage zu versetzen, die für den Zug erforderlichen Fettreserven aufzufrischen: WEGGLER (1992 S. 189) berichtet vom Klingnauer Stausee (Schweiz), dass die Schlickflächen für die dortigen Rastvögel (u. a. Kiebitz, Kampfläufer, Bekassine, Bruchwasserläufer) anziehend wirkten. Die günstigen Bedingungen „können sich aber bei steigendem Wasserstand rasch ändern und dann über längere Zeit (max. über 2 Tage) sehr ungünstig sein. Den Limikolen stehen keine Ausweichgebiete in der näheren Umgebung zur Verfügung. Die beiden Kurzstreckenzieher Kiebitz und Bekassine versuchten solche ungünstigen Verhältnisse am Stausee mit einer Ruhephase zu überbrücken (…)."

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässer mit Flachwasserzonen sind kurzfristig herstellbar und im Regelfall unmittelbar nach Anlage wirksam (z. B. WEGGLER & MÜLLER 1996). Für die Etablierung eines neuen Grundwasserstandes nach Wiedervernässung (vgl. Anlage und Entwicklung von Extensivgrünland auf feuchten u. nassen Standorten / Wiedervernässung) kann allerdings auch ein längerer Zeitraum erforderlich sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Vergleichbare Maßnahmentypen werden in der Literatur häufig empfohlen (z.B. LANUV 2011 S. 101, RÜCKRIEM et al. 2011 S. 136, 145, 148). Die Annahme von geschaffenen Flachwasserbereichen ist z. B. bei WEGGLER & MÜLLER (1996) nachgewiesen.
- Entsprechend dieser Erfahrungen besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Gewässerneuanlagen erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist bei Gewässerneuanla-

gen im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒ (Großer Brachvogel)
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

4. Maßnahmen im Acker (O2.1, nur Kiebitz und Goldregenpfeifer)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Kiebitz und Goldregenpfeifer nutzen regional, v. a. in ackergeprägten Regionen, auch Äcker als Rastflächen (z. B. GILLINGS et al. 2007, HÖTKER 2004). Nach MILDENBERGER (1982) werden auf dem Herbstzug Stoppelfelder und abgeerntete Hackfruchtäcker, auf dem Frühjahrszug Wintergetreidefelder genutzt. Äcker mit ihrer weichen Bodenoberfläche können lokal auch dann relevant werden, wenn das Grünland an der Oberfläche austrocknet (Bodentiere ziehen sich zurück, größere Bodenhärte: BECKER 2004 S. 34). Bei Betroffenheit traditioneller Rastplätze auf Acker werden in der Maßnahme für beide Arten optimierte Äcker bereit gestellt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten.
- Vorhandene Ackerstandorte (kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme)
- Im Regelfall Durchführung in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden)
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer).
- Maßnahmenstandorte mind. 200m zu dichten geschlossenen Gehölzkulissen, Siedlungsrändern und großen Gebäuden (Meidung von Vertikalstrukturen) innerhalb einer großräumig offenen Landschaft (z. B. Bevorzugung von Feldern > 10 ha für rastende Goldregenpfeifer und Kiebitze in Essex, MASON & MACDONALD 1999 S. 97).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Rastbestand):

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Je größer der Trupp, desto mehr werden Flächen in großräumig offenen Landschaften bevorzugt (MASON & MACDONALD 1999 S. 97 für Goldregenpfeifer und Kiebitz).
- Geeignet sind frisch gepflügte oder geeggte Äcker mit Ernterückständen, geerntete Kartoffel- und Zuckerrüben-

äcker, gekeimter Raps und Wintergetreide (BECKER 2004, GILLINGS et al. 2007, MASON & MACDONALD 1996 S. 91, RYSLAVY 2009). Die Vegetationshöhe soll zur Rastzeit nicht höher als ca. 10 cm sein (MASON & MACDONALD 1996 S. 96).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Regelmäßige Pflege der Kulturen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- BECKER (2004 S. 32) stellt die Vermutung auf, dass sich das bei der Wintersaat im Herbst ausbildende leichte Wurzelwerk positiv auf die Bodentiere auswirken kann (im Gegensatz zu den Äckern, die erst im nächsten Frühjahr bestellt werden). Außerdem werden diese Felder beim Bestellen fein gepflügt, so dass eine bessere Durchlüftung gewährleistet ist als bei den teilweise noch stärker verdichteten Böden der unbestellten Flächen. Da die Schollen der unbestellten Äcker stärker dem Nachtfrost ausgesetzt sind, wäre eine deutliche Besiedlung durch Bodentiere hier erst später zu erwarten.

- Für die Nahrungssuche kann Wintergetreide besser als Winterraps sein, da bei Raps ein größerer Anteil des Bodens von Blättern bedeckt ist. Rapsäcker und umgepflügte Äcker können aber als Ruheplatz bevorzugt werden. Möglicherweise hängt das damit zusammen, dass diese Kulturen mit einer strukturierteren Oberfläche einen höheren Schutz vor Wind oder Prädatoren bieten (BECKER 2004 S. 32 f.).

- In einer Auswertung von HÖTKER et al. (2009 S. 115) bezüglich der Präferenzen gegenüber Mais zeigten sich beim Goldregenpfeifer (2 Studien ausgewertet) im Verhältnis zu Wintergetreide, Raps und übrigen Feldfrüchten keine Tendenz, im Verhältnis zu Brache und Grünland zeigte sich eine Bevorzugung. Beim Kiebitz (4 untersuchte Studien) zeigte sich gegenüber Wintergetreide und übrigen Feldfrüchten eine Meidung von Mais, gegenüber Raps und Bracheflächen eine Bevorzugung. Mais ist aus anderen naturschutzfachlichen Gründen im Regelfall für die Maßnahme nicht geeignet.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist nach Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Rastsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Aus der Literatur sind keine Hinweise auf spezifische Maßnahmen für Goldregenpfeifer und Kiebitz auf Äckern bekannt. Die vorgeschlagenen Maßnahmen richten sich nach den Habitatansprüchen. Sie sind plausibel, so dass eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme besteht.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für rastende Brachvögel, Goldregenpfeifer, Kampfläufer und Kiebitze besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen.

Quellen:

Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. (1992): Bedeutung von Feuchtwiesen als Rastgebiet für Watvögel. Vogelwelt 113: 122-133.

Ausden, M.; Sutherland, W. & R. James (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. In: J. Appl. Ecol. 38: 320-338.

Becker, P. (2004): Heimzug und Wahl der Rasthabitate in Abhängigkeit von Witterung und Nahrungsangebot bei Kiebitz Vanellus vanellus und Goldregenpfeifer Pluvialis apricaria auf der Korbacher Hochfläche (Hessen). Vogelkundliche Hefte Edertal 30: 7-38.

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

Behrens, M.; Artmeyer, C. & V. Stelzig (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland. - Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (11): 346-352.

Belting H. & S. Belting (1992): Rastvögel im Dümmer-Gebiet. Auswirkungen der Grünland-Extensivierung und der Habitatstruktur sowie der Einfluss von Störungen auf die Rastvögelbestände im Grünland des Dümmer-Gebiete. Lehrgebiet Ökologie, Zool. Inst., TU Braunschweig, 56 Seiten.

Bornholdt, G. (2000): Kampfläufer – Philomachus pugnax (Linné 1758). In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung

Gillings, S.; Fuller, R. J.; Sutherland, W. J. (2007): Winter field use and habitat selection by Eurasian Golden Plovers Pluvialis apricaria and Northern Lapwings Vanellus vanellus on arable farmland. Ibis 149: 509-520.

Green & Hilton (1998): Management procedures required to increase chironomid availability to waders feeding on artificial lagoons remain unclear. Journal of Applied Ecology 35 (1): 9-12.

Hötker, H. 2004: Goldregenpfeifer Pluvialis apricaria in Deutschland im Oktober 2003. Vogelwelt 125: 83 – 87.

Hötker, H.; Bernady, P.; Cimiotti, D.; Dziewiaty, K.; Joest, R.; Rasran, L. (2009): Maisanbau für Biogasanlagen – CO2-Bilandz und Wirkung auf die Vogelwelt. Berichte zum Vogelschutz 146: 107-125.

Kowallik C., Kruckenberg, H., Koffijberg, K., Kölzsch, A. & J. Borbach-Jaene (2010): Zeitliches und räumliches Auftreten rastender Goldregenpfeifer Pluvialis apricaria im Ems-Dollart-Raum (Landkreis Leer, westliches Niedersachsen). In: Die Vogelwelt 131, Heft 3: 195-206.

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

Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010b): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Wintergäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads, Abruf 10.10.2011

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV) (2011): Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401-. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV). http://www.lanuv.nrw.de/natur/schutzgeb/vogelschutzgebiete/mako/MAKO_VSG_Unterer_Niederrhein_Endfassung.pdf, Abruf 29.6.2011.

Mason, C. F.; Macdonald S. M. (1999): Habitat use by Lapwings and Golden Plovers in a largely arable landscape. Bird Study 46(1). 89-99.

Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifau-

na des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 2011): Lebensraumansprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen. Teil 2: Gastvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1 / 2011: 48 S.

Rehfisch, M. M. (1994): Man-made lagoons and how their attractiveness to waders might be increased by manipulating the biomass of an insect benthos. Journal of Applied Ecology 31 (2): 383-401.

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Ryslavy T. (2009): Rastbestand, Verbreitung und Habitatnutzung von Goldregenpfeifer (Pluvialis apricaria) und Kiebitz (Vanellus vanellus) im Oktober 2008 in Brandenburg. In: Otis 17 (2009): 85-96.

Weggler, M. (1992): Nahrungssuchverhalten von vier Limikolenarten: Fortbewegungsmuster, Sucherfolg und Raumnutzung. Ornithologischer Beobachter 89: 177-190.

Weggler, M.; Müller, W. (1996): Pflegemaßnahmen gegen die Verlandung von Flachwasserzonen im Neeracher Ried: Erfolgskontrolle anhand der bestandsentwicklung rastender Limikolen. Der Ornithologische Beobachter 93(2). 153-161

Graureiher *Ardea cinerea* ID 19

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Graureiher brüten in Kolonien in gewässer- und nahrungsreichen Naturräumen. Die Nester (Horste) werden in Bäumen angelegt und oft mehrere Jahre hintereinander genutzt. Selten finden Bodenbruten im Schilf statt. Die Koloniestandorte können – bei Ungestörtheit – jahrzehntelang genutzt werden. Als Fortpflanzungsstätte wird die gesamte Kolonie abgegrenzt inklusive eines störungsarmen Puffers von bis zu 200 m (Fluchtdistanz). Aufgrund der Größe des Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenlandbiotope ist eine Abgrenzung von essenziellen weiteren Habitatbestandteilen in der Regel nicht erforderlich.

Ruhestätte: Graureiher ruhen während der Fortpflanzungszeit meist auf dem Horst oder in Gehölzen in unmittelbarer Umgebung. Auch außerhalb der Brutzeit ruhen die Reiher gerne in Gruppen auf hohen Bäumen oder im Schilf, mitunter auch auf freiem Feld (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 314). Als Ruhestätten werden alle mehrfach genutzten Schlafplätze mit einem störungsarmen Puffer abgegrenzt.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Einzelvorkommen (Kolonie)

Habitatanforderungen

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

- Bruthabitat: Der Graureiher brütet in Mitteleuropa meistens in Kolonien auf Bäumen oft in hohen Baumkronen mit freiem Anflug. Die Nester werden auf Laub- wie Nadelbäumen (bevorzugt Fichte, Lärche, Kiefer, Eiche, Buche und Weiden) angelegt. Die Nester werden in der Regel wieder benutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 311).
- Nahrungshabitat: Graureiher suchen v. a. in fischreichen Gewässern ihre Nahrung (stehende, fließende, süße, brackige oder salzige Gewässer), sofern sie oder wenigstens ihre Uferzonen seicht genug zum Abwaten und nicht völlig zugewachsen sind. Selbst aus kleinen Wasserbecken in Hausgärten kann er sich Zierfische holen. Daneben werden z. B. auf Grünland, Brachflächen und abgeernteten Äckern Kleinsäuger erbeutet (CREUTZ 1983 S. 32).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Umsiedlung von Kolonien (Av3), Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Graureiher brüten in Kolonien in meist starken, alten Bäumen. Bei der Maßnahme wird den Graureihern bei projektbedingter Betroffenheit des Koloniestandortes eine Umsiedlung ermöglicht, indem a) durch die Anwendung von mittelfristigen Verjüngungsverfahren und Einschlag außerhalb der Brutzeit und / oder b) durch das Angebot von Kunsthorsten die Möglichkeit zur Gründung einer Ablegerkolonie erhöht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Standort zur Gründung der Ablegerkolonie in unmittelbarer Nähe zur betroffenen Kolonie (max. 3 km in Anlehnung an UTSCHIK 1981 S. 43; je näher desto besser).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Durchführung eines mittelfristigen Verjüngungsverfahrens und Einschlages außerhalb der Brutzeit (nach UTSCHIK (1981, 1990 S. 165 ff. für Graureiherkolonien in zur Endnutzung anstehenden Fichten-Altersklassenwäldern). Die Größe des Ausweichhabitates richtet sich nach der Größe der betroffenen Kolonie.
    - Bei Kahlhieb oder Einschlag zur Brutzeit brüten viele Reiher im folgenden Jahr nicht. Es kommt zu nur wenigen Einzelbruten im Einzugsbereich der ehemaligen Kolonie mit geringem Reproduktionserfolg. Überschreitet jedoch der Anteil der innerhalb eines Jahres einzelstammweise genutzten Holzmasse die Größenordnung von 10-20 % des Vorrates nicht und wird der Einschlag außerhalb der Brutzeit durchgeführt (von September bis Anfang Februar), so stehen den Reihern ein Zeitraum von mindestens 5 Jahren zur Verfügung, um in der Nähe eine Ablegerkolonie zu gründen und umsiedeln zu können.
    - Phase 1: Das Koloniezentrum wird durch gebuchteten Saumhieb freigestellt. Auch wenn hier schon einige Horstbäume gefällt werden, sinkt der Reiherbestand in der Regel nicht, da sich die Reiher auf den verbleibenden Horsten zusammendrängen. Günstiger wäre jedoch auch in dem von Reihern weniger dicht besiedelten Bereich einzelstammweise Endnutzung zur Schaffung von Femellücken.
    - Phase 2 zieht sich über mind. 5 Jahre, meistens länger, hin. Die Bäume werden einzelstammweise entfernt unter Berücksichtigung von Horstbaumgruppen. Spätestens in der Mitte von Phase 2 beginnen die Reiher als Folge des sinkenden Horstbaumangebotes in benachbarte Altbestände abzuwandern. Nach Gründung einer Ablegerkolonie wird der Restbestand geräumt.
- Angebot von Kunsthorsten: Durch das Anbringen von großen, mit Nistmaterial ausgestatteten Nistkörben in potenziell geeigneten Baumgruppen wird eine Umsiedlung ermöglicht bzw. die Attraktivität des Ausweichstandortes erhöht. TILLMANNS & WOLF (2011) verwendeten Weidenkörbe mit 70 cm Durchmesser und 19 cm Tiefe. Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Nisthilfen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Das mittelfristige Verjüngungsverfahren erstreckt sich über einen Zeitraum von 5-10 Jahren. Das Anbringen von Kunsthorsten ist grundsätzlich sofort wirksam, soll jedoch mit > 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden, um den Reihern eine Eingewöhnung zu ermöglichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- UTSCHICK (1981) berichtet von der erfolgreichen Umsetzung des mittelfristigen Verjüngungsverfahrens. TILLMANNS & WOLF (2011) berichten von einer erfolgreichen Umsiedlung in Grevenbroich (NRW) unter Einsatz von Kunsthorsten. Die Kunsthorste wurden zwar nicht besetzt, wirkten sich aber möglicherweise fördernd auf die Umsiedlung aus. FINKENSTAEDT & HECKENROTH (1974, zit. bei TILLMANNS & WOLF) benutzten Kunsthorste (und Volierenvögel) zur Neugründung einer Graureiherkolonie.
- Die Maßnahme wird grundsätzlich als plausibel eingeschätzt. Jedoch bestehen aufgrund mangelnder Erfahrungen Unklarheiten hinsichtlich der Annahme von Alternativstandorten und der Zeitschiene. Für die Maßnahme besteht daher allgemein nur eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, es ist eine Einzelfallbetrachtung und ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☒

Fazit Eignung: gering

2. Anlage von Nahrungshabitaten (G1.1, G1.2, G6, O1, O2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bedeutende Nahrungstiere des Graureihers stellen Fische, die in stehenden oder fließenden Gewässern erbeutet werden, und Kleinsäuger dar (v. a. in Mäusejahren). In der Maßnahme werden bestehende (Fisch-) Teiche in ihrer Nutzung umgewandelt bzw. fischreiche Kleingewässer neu angelegt sowie Maßnahmen zur Extensivierung von Grünland und zur Anlage von Ackerbrachen durchgeführt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Graureiher können hohe Aktionsradien bis 20-30 km haben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1992 S. 310). Grundsätzlich sind jedoch aus energetischen Gesichtspunkten kolonienahe Nahrungshabitate anzustreben. Daher sollen die Gewässer nicht weiter als 2 km zur Kolonie liegen.

- Überschaubares Gelände mit freier An- und Abflugmöglichkeit.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination untereinander), je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr. Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.

- Maßnahmen an Stillgewässern G1.1, G1.2 (z. B. Nutzungsumwandlung von bestehenden Fischteichen, Neuanlage von Gewässern):

    - Die Gewässer sollen große Anteile flacher Bereiche aufweisen (10-30 cm Wassertiefe, UTSCHIK 1986 S. 4) mit Flachufern und klarem Wasser für die optische Beutelokalisierung (CREUTZ 1983 S. 33) mit Deckungsstrukturen am Ufer. Völlig freie Wasserflächen oder auch dicht verwachsene Gewässer werden vom Graureiher gemieden (ebd. S. 32).

    - Bei künstlichem Besatz mit Fischen (z. B. HEPP 1975) keine Verwendung nichtheimischer Arten (z. B. keine Regenbogenforelle). Bei den Besatzfischen soll es sich um autochthone Stämme von Arten handeln, die in der Nähe des Projektgebietes vorkommen oder denen möglichst ähnlich sind und nicht um genetisch ungeeigneten Bestand aus großen Fischzuchtbetrieben. Dem Umstand, dass die Satzfische absolut krankheitsfrei sein müssen, ist in Hinblick auf die autochthone Fischfauna unbedingt ebenfalls Sorge zu tragen.

    - Der Graureiher bevorzugt Fische von ca. 10-15 cm Größe (UTSCHIK 1986), max. 20-30 cm (BAUER et al. 2005 S. 264). Geeignete Fischarten sind allgemein z. B. Rotfeder (Plötze), Rotauge, Aland, Elritze, Ukelei, und andere Weißfischarten. Beim Besatz mit Nahrungsfischen sollte auf im Alter hochrückige Arten, wie Brachsen, Güster oder Karpfen verzichtet werden, da diese ab einem bestimmten Alter nicht mehr von den Graureihern verschluckt werden können. Außerdem führen die großen Exemplare dieser Arten, da sie nur noch wenige Feinde haben, dazu, dass die Bestände an Insekten-, Wirbellosen und Amphibienlarven des Gewässers innerhalb weniger Jahre drastisch schrumpfen oder gar erlöschen. – Kein Besatz mit der nichtheimischen Regenbogenforelle. Bachforellen eignen sich in der Regel nicht für Stillgewässer, da diese sich im Sommerhalbjahr zu stark erwärmen bzw. meistens zu sauerstoffarm sind.

- Maßnahmen im Grünland (O1): Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland). Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Graureihers zu erhöhen.
- Maßnahmen im Acker: Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Grünland, Acker: Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010).
- Gewässer: Sicherstellung eines für den Graureiher bedeutsamen Fischbesatzes

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Gewässer: Konflikte mit Fischerei bei Nutzteichen in der Nähe. Kein künstlicher Fischbesatz in anderweitig naturschutzfachlich bedeutsamen Teichen (z. B. für Amphibien, Libellen).
- Grünland, Acker: Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gewässer: Ab der Nutzungsumstellung bzw. ab Besatz mit Fischen.
- Grünland: Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).
- Acker: Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Graureiher zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Nutzung auch von künstlichen fischreichen Gewässern durch Graureiher ist bekannt. Die Maßnahmen zu den Gewässern werden in der Literatur z. B. von CREUTZ (1983 S. 180) sowie HÖLZINGER & KUHN (1987 S. 774) genannt. HEPP (1975) berichtet von der Herstellung eines 0,4 ha großen Gewässers mit Fischen für den Graureiher.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise liegen nicht vor. Die Maßnahmen sind von der Artökologie her plausibel. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Graureiher besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen bezüglich der Nahrungshabitate. Bei Betroffenheit von Kolonien sind Umsiedlungsmaßnahmen grundsätzlich möglich, jedoch

Einzelfallentscheidungen und mit einem Monitoring zu begleiten.

Quellen:

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

Creutz, G. (1983): Der Graureiher Ardea cinerea. Die Neue Brehm-Bücherei Band 530. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 195 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Bearb., 1992): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 3. Anseriformes (1. Teil). Entenvögel: Enten, Säger. Aula-Verlag, Wiesbaden, 503 S.

Hepp, K. (1975): Schutzmaßnahmen zur Erhaltung der Graureiherkolonie „Zwerrenberg“ bei Zwingenberg a. N. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 7: 22-25.

Hölzinger, J.; Kuhn, J. (1987): Graureiher – Ardea cinerea Linné, 1758. 764-774. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembuergs. Band 1 Gefährdung und Schutz, Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg, Artenhilfsprogramme. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

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

Tillmanns, O.; Wolf, N. (2011): Ergebnisse einer Graureiher-Umsiedlung Ardea cinerea in Grevenbroich (Rhein-Kreis Neuss). Charadrius 47 (1): 43-48.

Utschik, H. (1981): Vorschläge zur forstwirtschaftlichen Behandlung von Graureiherkolonien. Forstwissenschaftliches Centralblatt 100 (1):40-45.

Utschik, H. (1986): Der Graureiher am Fischteich - Verhalten und Abwehr. ÖKOL 8/4 (1986): 3 – 12

Utschik, H. (1990): Möglichkeiten des Vogelschutzes im Wirtschaftswald. Berichte ANL 14: 165-172.

Grauspecht *Picus canus* ID 20

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Grauspechte brüten in Baumhöhlen, die in weichholzige Stamm- oder Aststellen geschlagen werden. Wiederbenutzung der Höhlen kommt vor (BAUER et al. 2005). Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung der Baumhöhle statt. Als Fortpflanzungsstätte werden daher die Bruthöhle / das Revierzentrum und geeignete Gehölzstrukturen in der unmittelbaren Umgebung von mind. 100 m abgegrenzt. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Grauspecht aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Grauspechte nächtigen in selbstgebauten oder fremden Baumhöhlen. Wiederbenutzung der Schlafhöhlen kann auftreten; der Grauspecht scheint aber die Schlafhöhlen häufiger zu wechseln als der Grünspecht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 936). Als Ruhestätte gelten für den Grauspecht geeignete Baumhöhlen innerhalb des Reviers.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Bruthabitat: Der Grauspecht besiedelt bevorzugt alte, mit Totholz durchsetzte Laub- und Mischwälder. Die Bruthöhlen werden in tote oder angefaulte Stämme oder Äste von Laubbäumen gebaut. In den nordrhein-westfälischen Mittelgebirgen besiedelt er vor allem Buchen- und Eichenwälder; Nadelholzbestände werden dagegen gemieden. Im Tiefland tritt er – wenn überhaupt – in Buchen- und Eichenwäldern, seltener in Weiden- oder in Altpappelbeständen auf (WEISS 1998). Wiederbenutzung der Höhlen tritt auf, doch baut der Grauspecht z. B. im Verhältnis zum Grünspecht regelmäßiger eine neue Höhle, v. a. wenn brauchbare alte Höhlen im Revier nicht mehr vorhanden oder von Konkurrenten (z. B. Star) besetzt sind (ebd. S. 933).
- Nahrungshabitat: Der Grauspecht ernährt sich v. a. von Ameisen, im Gegensatz zum Grünspecht eher die waldbewohnenden Arten. Weiterhin nutzt er auch Totholz auf der Suche nach Gliedertieren sowie Obst. Er kann in verschiedenen Waldgesellschaften auftreten. Wichtig sind ein hoher Anteil von Grenzlinien und Kleinstrukturen (z. B. Waldränder, Schneisen, Lichtungen, Windwurfflächen) sowie ein hoher Totholzanteil. Nahrungs- (und Brut-) habitate vom Grauspecht sind mittelalte und alte, lichte und strukturreiche Laub- sowie Mischwälder, Auwälder, Ufergehölze, in dichten, dunklen (ameisenarmen) Forsten fehlt er (BAUER et al. 2005, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 930).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Grauspecht erreicht in NRW am nördlichen Rand der Mittelgebirgsregion seine nordwestliche mitteleuropäische Arealgrenze (WEISS 1998).

Sonstige Hinweise

- Beim Grauspecht bestehen Unklarheiten über die Rückgangsursachen (PASINELLI 2005). MÜLLER (2011) diskutiert als mögliche Gründe die zunehmende Verschattung / Verdunklung der Wälder, zunehmende (direkte) Konkurrenz zum Grünspecht und (indirekte) Konkurrenz zum Grünspecht infolge der vorherrschend milden Winter (Grauspecht kann seine größere Winterhärte nicht mehr ausspielen, MÜLLER 2011).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Grauspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen. Durch Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für den Grauspecht dauerhaft gesichert. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Grauspechtes auch zur Brutzeit (ca. 100 ha, BAUER et al. 2005 S. 774) ist eine flächendeckende Optimierung von Lebensstätten in der Regel nicht möglich. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

Totholz spielt für die Nahrungssuche des Grauspechts eine besondere Rolle. Daher wird in der Maßnahme auch der Totholzreichtum in der Fläche erhöht z. B. durch Erhalt von Totbäumen, Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Bestände mit Habitatpotenzial für den Grauspecht

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Bruthabitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung der Umtriebszeit (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz: Der Schwerpunkt soll auf der Gestaltung von stehendem Totholz mit mind. mittlerem Brusthöhendurchmesser (35 cm) liegen.
    - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
    - Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen
    - Ringeln des Stamms
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.
- Für den Grauspecht bzw. die Ameisen als wesentliche Nahrungstiere, ist ein ausreichend lichter Untergrund relevant (siehe Strukturierung von Waldbeständen). Pflegemaßnahmen sollen daher darauf ausgerichtet sein, eine flächendeckende Beschattung des Untergrundes z. B. durch starke Verjüngung, zu verhindern.

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.
- Förderung Totholz: Bei einem Ausgangsbestand mit hohem Anteil an Weichhölzern besteht eine Wirkdauer innerhalb von bis zu 5 Jahren, ansonsten von bis zu 10 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind beim Grauspecht wegen seines großen Aktionsraumes auch nur mit hohem Aufwand (Telemetrie) zu erbringen. Weiterhin bestehen über die konkreten Rückgangsursachen des Grauspechts Unklarheiten (s. o.). Der Erhalt von Altholzbeständen wird z. B. von BAUER et al. (2005) und NLWKN (2009) vorgeschlagen. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme. Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetrie) nachweisbar, da Grauspechte große Aktionsräume haben. Die Maßnahme wird vom Typ her (Förderung / Erhalt Totholz) in der Literatur (z. B. BAUER et al. 2005 S. 77, NLWKN 2009 S. 9) genannt. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Grauspecht bevorzugt zur Anlage seiner Höhlen weichholzige, morsche Stellen in lebenden Bäumen (BAUER et al. 2005). In der Maßnahme werden bei Mangel an Brutmöglichkeiten werden gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen")

angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzzersetzenden Pilzen in schon vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume überwallen Stammverletzungen oft schnell.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände, jedoch Mangel an Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: mind. 20 Höhleninitiale, je nach lokaler Betroffenheit auch mehr.
- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzzersetzenden Pilzen), der kernfaule Bereiche aufweist (z.B. unter abgebrochenen Ästen). Anlage der Höhleninitialen in Laubbäumen mit mindestens mittlerem Baumholz. Der Grauspecht legt seine Höhlen meist in Höhen von 1,5-8 m an (BAUER et al. 2005, S. 775). Als Mindesthöhe für die Höhleninitialen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Höhleninitiale müssen (bis natürlicherweise weichholzige Stellen entstehen) so lange bereit stehen und ggf. erneuert werden, bis natürlicherweise weichholzige Stellen im vorhandenen Baumbestand entstanden sind.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit: BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen“ mit holzzersetzenden Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es bis 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (Dryocopus pileatus und Picoides villosus), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitiale erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Entwicklungsdauer bis zur Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Grauspecht nicht genannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Prognoseunsicherheiten bezüglich

einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. Das Angebot von Styropor-Stümpfen in Texas wurde von Picoides pubescens zur Anlage von Schlafhöhlen, nicht jedoch von Bruthöhlen genutzt (CONNER & SAENZ 1996).

- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 7.11.2011) besteht lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Die Maßnahme ist nicht eigenständig.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: gering

3. Anbringen von künstlichen Nisthilfen (Av1.1), Fräsen von Baumhöhlen (Av3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Grauspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden bei Mangel an Nistmöglichkeiten in ansonsten geeigneten Baumbeständen a) Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst oder b) Nistkästen angebracht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände, jedoch Mangel an Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Pro Paar werden mind. 3 Höhlen gefräst (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen angebracht (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen), je nach lokaler Betroffenheit auch mehr.
- Die Nisthöhle ist natürlicherweise meist ca. 15-37 tief mit einer Brutkammerweite von 9-12,5 cm; der Durchmesser des Einflugloches ist oft elliptisch (ca. 60 mm breit und 55 mm hoch). Die Höhle ist häufig gegen das Flugloch hin geneigt, gern an der Unterseite geneigter Bäume angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 933). Als Mindesthöhe für die künstlichen Höhlen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen: ca. alle 3-5 Jahre neu anlegen / „nachfräsen“, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. in schnellwachsendem Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um den Spechten eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt (Höhlenmaße).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Grauspecht nicht genannt. In den USA werden für den Kokardenspecht Picoides borealis erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt (PASINELLI 2007). Entsprechende Daten für den Grauspecht liegen nicht vor. Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Grauspechts. Für eine prinzipielle Annahme von künstlichen Baumhöhlen spricht der Aspekt, dass Grauspechte bestehende Höhlen auch mehrmals nutzen können, d. h. (auch) auf vorhandene (eigene) Höhlen zurückgreifen. Nachweise von Grauspechtbruten in künstlichen Baumhöhlen oder Nistkästen liegen nicht vor.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 7.11.2011) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Grauspecht auf (auch THOMAS et al. 1979 S. 77 für Spechte allgemein).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☐	gering ☒

Fazit Eignung: keine

4. Entwicklung von Nahrungshabitaten: Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Grauspechte ernähren sich v. a. von Ameisen, darunter auch von Ameisen der Grünlandbiotope (z. B. Lasius niger, Lasius flavus, Tetramonium casespitum, RAQUÉZ 2000). Das Vorhandensein mehrjähriger Nester dieser Arten ist auf Grünlandbiotopen abhängig von der Bewirtschaftungsform: Durch zu häufiges Mähen / zu starke Beweidung werden die oberirdischen Nestkuppen zerstört, so dass diese Arten dort kaum vorkommen. Auf waldrandnahen Wiesen kann die Vegetation zu hoch und dicht für die wärme- und sonnenbedürftigen Ameisen werden (PASINELLI 2005, RAQUÉZ 2000, RAQUÉZ & RUGE 1995). In der Maßnahme wird waldrandnahes Extensivgrünland unter Berücksichtigung von Wiesenameisenvorkommen durch Neuanlage oder Extensivierung der Nutzung entwickelt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Waldrandnah oder in einem Streuobstbestand.
- Besonnte Standorte (ggf. in der Maßnahme herzustellen).
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden (oder vorherige Ausmagerungsphase).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz und Entwicklung von Nahrungshabitaten: Extensivgrünland). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland). Mahd ein- bis zweimal im Jahr. Möglich ist auch eine Schafbeweidung, von einer Koppelbeweidung soll jedoch wegen der Trittschäden abgesehen werden (MUSCHKETAT & RAQUÉZ 1993 S. 80 bezüglich entsprechender Habitate beim Grünspecht).
    - Bei Mahd ggf. höhere Einstellung des Mahdwerkzeugs auf ca. 20 cm zur Schonung von Ameisen (RUGE in RAQUÉZ & RUGE 1995; Kreiselmäher schneiden meist sehr tief, zerstören somit größere Bereiche der Ameisennester und sind daher ungünstig). Ein Teil der Flächen / Streifen soll als „Altgrasstreifen“ nicht jährlich gemäht werden, um grenzlinienreiche Strukturen zu erhalten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Sicherstellung der o. g. Pflegevorgaben. Zu beachten ist, dass eine hohe Einstellung des Mähwerkes ggf. zu einer Nährstoffanreicherung führen kann.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren (bei Ausmagerung je nach Wüchsigkeit auch länger).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Der Entwicklung und Pflege von waldrandnahem Extensivgrünland wird z. B. von BAUER et al. (2001 S. 397), BAUER et al. (2005 S. 775), BREITSCHWERDT (1997), NLWKN (2009), RAQUÉZ (2000), RAQUÉZ & RUGE (1995) und SÜDBECK (2009) vorgeschlagen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.

- Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist die Entwicklung und Pflege von waldrandnahem, ameisenreichem Extensivgrünland grundsätzlich eine geeignete Maßnahme, um die Habitatqualität für den Grauspecht zu erhöhen. Wegen der Unsicherheiten zu den Rückgangsursachen des Grauspechts auch in NRW soll die Maßnahme nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 7.11.2011) mit einem Monitoring verbunden werden.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

5. Strukturierung von Waldbeständen (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Grauspecht ist für die Nahrungssuche auf dem Waldboden ein hoher Anteil von Grenzlinien bzw. lichten-lückigen Strukturen relevant. Möglicherweise hängt seine Bestandsabnahme auch in NRW mit einer zunehmenden Verschattung durch bessere Verjüngung und stärkeren Holzzuwachs zusammen (MÜLLER 2011 S. 37), da so die lichten Bodenstrukturen abnehmen. In der Maßnahme werden dichte und dunkle Waldbestände durch die Anlage von Kleinstrukturen (z. B. Lichtungen), durch Auflichtungen in ihrer Eignung als Nahrungshabitat für den Grauspecht erhöht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Anbringen von künstlichen Nisthilfen, Fräsen von Baumhöhlen.

- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

- Einschichtig strukturierte, dichte und dunkle, meist junge Bestände (z. B. einheitliche junge Altersklassenbestände, insbesondere junge (Fichten-) Nadelholzkulturen), Bestände mit starker Verjüngung und

entsprechender Beschattung des Bodens, ggf. auch weitere Bestände mit dichtem Kronendach.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.

- Strukturierung durch Schaffung von Grenzlinien und von besonnten Bereichen / Lichtungen (z. B. besonnte Schneisen, kleine Lichtungen). Die Lage der besonnten Bereiche soll sich an den vorhandenen Stubben o. a. Totholzstrukturen (Freistellung) orientieren. Strukturierung der aktuell einheitlichen Altersklassenbestände durch kleinräumiges Nebeneinander verschiedener Altersstufen (Mehrschichtigkeit).

- Belassen und Freistellen von Baumstubben. Möglichst hoher Anteil von mittlerem bis starkem Totholz, bspw. durch Belassen von Windwurf; bei Pflegemaßnahmen / Durchforstungen Erhalt einiger Stammbereiche bis ca. 2 m über Boden („Hochstubben“).

- Strukturarme Nadelholzbestände: Strukturierung der bisher artenarmen, einschichtigen Bestände durch truppweise Beimischung weiterer heimischer, standortsgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten). Der Nadelholzanteil (aktuell oft 100 %) soll mittel- bis langfristig zwischen 30 und 60 % liegen.

- Lokales Auflichten von flächiger, dominierender Naturverjüngung zur Schaffung offener, lichter Waldbestände (keine Entnahme von Altholzbäumen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflegearbeiten zur Sicherstellung sonniger, lichter Strukturen; Erhalt von lichtem Waldboden

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Unter der Voraussetzung ausreichend großer, bewirtschaftungsfähiger Flächen kommt auch die Offenhaltung mittels (Wald-)Weide in Betracht. Dann sind mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Durch die Auflichtungsmaßnahmen wird eine Erhöhung in der Eignung als Nahrungshabitat für den Grauspecht (verstärkte Besiedlung von Ameisen und anderen holzbewohnenden Insekten) innerhalb von 2-5 Jahren erwartet (in Anlehnung an DOROW 2002, ROLSTAD et al. 1998, VÖLKL 1991). Für das Entstehen eines mehrschichtigen Bestandes bzw. das Auswachsen neu angepflanzter Gehölze ist aufgrund des langsamen Gehölzwachstums ein mittel- bis langfristiger Zeitraum zu veranschlagen (> 10 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen zumindest teilweise kurzfristig bereit (Auflichtungen). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetrie) nachweisbar, da Grauspechte große Aktionsräume haben. Weiterhin bestehen über die konkreten Rückgangsursachen des Grauspechts Unklarheiten (s. o.). Das Fehlen geeigneter Nahrungshabitate gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Grauspechts (BAUER et al. 2005 S. 774). Grauspechte meiden dichte und dunkle Waldbestände (BAUER et al. 2005, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 930, SCHERZINGER 1982 S. 91). Für den Grauspecht bzw. die Ameisen als wesentliche Nahrungstiere ist ein ausreichend lichter Untergrund relevant (MÜLLER 2005 S. 138). Die Maßnahme wird vom Typ her z. B. von BAUER et al. (2005 S. 774), NLKWN (2009) und SÜDBECK (2009) empfohlen.

- Nach gegenwärtigem Kenntnisstand und nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 7.11.2011) ist die Strukturierung von aktuell dichten und dunklen Waldbeständen eine geeignete Maßnahme, um

die Habitatqualität für den Grauspecht zu erhöhen. Wegen der Unsicherheiten zu den Rückgangsursachen des Grauspechts auch in NRW soll die Maßnahme mit einem Monitoring verbunden werden.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Grauspecht bestehen geeignete Maßnahmen im Erhalt und der Pflege von Bruthabitaten sowie in der Strukturierung von Waldbeständen / der Anlage von waldrandnahem, ameisenreichem Extensivgrünland für die Nahrungshabitate.
Zu den konkreten Rückgangsursachen des Grauspechts bestehen Unklarheiten. Die genannten Maßnahmen erscheinen jedoch als hinreichend plausibel, um eine Wirksamkeit grundsätzlich anzunehmen. Für die Maßnahmen zur Entwicklung von Habitaten im Offenland und zur Strukturierung von einheitlichen Waldbeständen ist ein Monitoring durchzuführen.
Angaben zur Priorisierung:

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

Quellen:

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

Bauer, H. G.; Hölzinger, J.; Spitznagel, A. (2001): Picus canus Gmelin, 1758. Grauspecht. In: Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 2.3. Non-Passeriformes – Nicht-Singvögel (Teil 3): 385-397.Ulmer Verlag, Stuttgart.

Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. Journal of Wildlife Management 66 (3): 625-633.

Breitschwerdt, G. (1997): Grauspecht – Picus canus. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.

Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. Wilson Bull. 108(3): 449-456

Dorow, W. H. O. (2002): Zoologische Untersuchungen auf der Sturmwurffläche – Tierordnungen, Heteroptera (Wanzen), Hymenoptera (Hautflügler). In: Willig, J. (Wiss. Koord.). Naturwaldreservate in Hessen 8. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf- 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherskopf. Herausgeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 79-116.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

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

Müller, J. (2005): Waldstrukturen als Steuergröße für Artengemeinschaften in kollinen bis submontanen Buchenwäldern. Dissertation Technische Universität München. 197 S. + Anhang.

Müller, J. (2011): Mögliche Ursachen von Bestandsveränderungen beim Grauspecht Picus canus. Charadrius 47 (1): 35-42.

Muschketat, L. F.; Raqué, K.-F. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an Grünspechten (Picus viridis) als Grundlage zur Habitatpflege. Bereichen. Beihefte Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 71-81.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Grauspecht (Picus canus). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 16.5.2011

Pasinelli, G. (2005): Der Grauspecht - Der grosse Unbekannte. Ornis 6: 40-42.

Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers Dendrocopos medius & D. major: implications for forest management and conservation. Biodiversity and Conservation 16 (4): 1283-1298.

Raquéz, K.-F (2000): Weshalb schädigt man durch zu häufiges Mähen der Wiesen die Erdspechte? Unterricht Biologie, 52-53.

Raquéz, K.-F.; Ruge, K. (1995): Die Bedeutung von Ameisen für die Ernährung von Grün- und Grauspechten – Auswirkung unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen. Journal für Ornithologie 136 (3): 339

Rolstad, J; Majewski, P.; Rolstad, E. (1998): Black Woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. J. Wildl. Management 62: 11-23.

Scherzinger, W. (1982): Die Spechte im Nationalpark Bayerischer Wald. Schriftenreihe des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Heft 9.

Südbeck, P. (2009): Zur aktuellen Bestandsgröße des Grauspechts Picus canus in Niedersachsen – Versuch einer Abschätzung. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3 (Jahrestagung 2008 – Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung): 47-55 / Vogelkundliche Berichte Niedersachsen 40:223-232.

Thomas, J. W.; Anderson, R. G.; Maser, C.; Bull, E. L. (1979): Snags. In: U.S. Department of Agriculture, Forest Service Bd. 553: Agriculture Handbook, Chapter 5, S. 60-77.

Völkl, W. (1991): Besiedlungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldlichtungen. Natur und Landschaft 66 (2): 98-102.

Weiss, J. (1998): Die Spechte in Nordrhein-Westfalen.- Charadrius 34: 104-125.

Großer Brachvogel *Numenius arquata* ID 21

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Brachvogel legt sein Nest am Boden oder auf Bulten im Grünland an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Ortstreue ist meist hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005), allerdings besteht auch die Fähigkeit zu Umsiedlungen zumindest über kleine Entfernungen als Anpassung an Veränderungen an Kulturlandbrutplätze. Da die Jungvögel Nestflüchter sind, ist das engere Umfeld mit den, nach dem Schlüpfen zur Jungenaufzucht notwendigen Strukturen der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den Bereich der Nestanlage und den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum flügge werden der Jungtiere. In der Regel ist hierfür ein Raumbedarf von mind. 2 ha bzw. die gesamte genutzte Parzelle um den Neststandort bzw. den „Revier“-Mittelpunkt abzugrenzen.

Ruhestätte: Der Brachvogel nächtigt in der Regel am Boden. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Die Ruhestätte von Durchzüglern ist im Steckbrief Limikolen - Rastvögel beschrieben. Darüber hinaus sind die Ruhestätten einzelner Individuen unspezifisch und räumlich nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Große Brachvogel bevorzugt weithin offenes, extensives, feuchtes bis trockenes Grünland mit niedriger Vegetation, z. B. Nasswiesen und Blänken, die bis Juni Wasser halten. Typische Habitate sind feuchte bis nasse Flächen mit fehlender bis lückiger Vegetation wie Überschwemmungsgrünland, Seichtwasserzonen an Binnengewässern, feuchte Heideflächen, Nieder- und Hochmoore (BAUER et al. 2005 S. 467, SCHMITZ in SUDMANN et al. 2012).
    - TÜLLINGHOFF & BERGMANN (1993) fanden, dass die Küken Flächen mit bis zu 15 cm hohem Grasbewuchs sowie ungemähte Randstreifen von Mähwiesen und –weiden, wo es auch Deckung gab, bevorzugten. Die Brutflächen liegen nach BEHRENS et al. (2007) in Vegetationshöhen von 15-30 cm. Die Art ist zur Brutzeit territorial, manchmal kommen jedoch auch lockere Kolonien vor (BAUER et al. 2005). Ackerflächen werden grundsätzlich zur Nestanlage nicht gemieden, doch in der Regel nur besiedelt, wenn zur Nahrungssuche Wiesenflächen in der Nähe sind. Meist resultieren die Bruten auf Ackerflächen aus zuvor umgebrochenen Grünland in Zusammenhang mit der Brutortstreue. Aufgrund unzureichender Reproduktion verwaisen sie aber meist schnell (KIPP 1982a, KIPP in NWO 2002, S. 112).

Meidung von Vertikalstrukturen:

- In verschiedenen Untersuchungen wird für Wiesenvögel wie den Brachvogel darauf hingewiesen, dass die Offenheit der Landschaft ein wichtiger Punkt in Bezug auf die Habitatwahl ist (z. B. VAN DER ZANDE 1980). Dies wird meist mit der Meidung von Luft- oder Bodenprädatoren in Zusammenhang gebracht, da viele der im Grünland lebenden Prädatoren auf Hecken oder Feldgehölze angewiesen sind. Bei günstigen Habitatbedingungen werden (lückige und niedrige) Vertikalstrukturen ggf. toleriert (z. B. TÜLLINGHOFF & BERGMANN 1993 bei Hecken, Sträuchern, Bäumen). In der Regel sollen Maßnahmenflächen jedoch so angelegt werden, dass sie einen (weitgehend) freien Horizont aufweisen und keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofbereiche) aber auch keine Stromleitungen in der Nähe von mind. 100 m aufweisen (fachtgutachterliche Einschätzung; auch KREUZIGER 2008). OOSTERVELD & ALTENBURG (2005, zit. bei HÖTKER et al. 2007 S. 87) geben als Faustregel an, dass ein Wiesenvogelgebiet auf einer Fläche von mindestens 100 ha offen und unzerschnitten sein sollte.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Grundsätzlich sollen Maßnahmen möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen umgesetzt werden.

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland (G2.1, O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden geeignete Grünlandbestände mit offenen, zur Brutzeit wasserführenden, an den Ufern spärlich oder kurz bewachsenen Blänken und / oder Tümpeln hergestellt oder optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde, Modellflugzeugflieger etc.) zu achten.

- Maßnahmenstandorte mit (weitgehend) freiem Horizont; keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofanlagen) und Stromleitungen in der Nähe bis mind. 100 m (s. o.).

- Grünland- oder Ackerstandorte mit mittleren bis nassen Bodenverhältnissen. Bestehende Grünlandstandorte mit Renaturierungsmöglichkeiten sind zu bevorzugen.

- In der Regel werden großflächige Grünlandkomplexe benötigt, da Einzelmaßnahmen für isolierte Paare nur bedingt sinnvoll sind, in der Regel minimal 10 ha Gesamtflächengröße.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro BP):

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die konkrete Flächengröße der Maßnahme richtet sich nach der lokalen Betroffenheit (Ausgleich mind. 1:1), der Anzahl der betroffenen Paare und den lokalen Bedingungen. Nach BOSCHERT (2008 S. 351 f.) reichen in sehr guten Lebensräumen für den Großen Brachvogel in den ersten 3 Lebenswochen minimal 1,5 bis 2 ha. Die Familien haben jedoch insgesamt Aktionsräume von bis zu 20 ha. Nach LANUV (2011) beträgt die Größe eines Brutreviers zwischen 7 bis 70 ha. Im Regelfall (durchschnittliche Habitate) werden daher > 10 ha als Minimalfläche empfohlen.

- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Formblatt Extensivgrünland (M-O1). Darüber hinaus sind für den Großen Brachvogel speziell folgende Aspekte zu beachten:

- Wassermanagement: Zur Steigerung der Attraktivität von Grünländern für den Großen Brachvogel ist das Anheben von Grabenwasserständen bzw. die Wiedervernässung der Flächen ein wichtiges Instrument. Grundsätzlich sollte der Oberboden innerhalb der Brutzeit zumindest in Teilen der Maßnahmenfläche weich / stocherfähig sein. Im Vorfeld der Umsetzung ist eine genaue Prüfung der Standortverhältnisse notwendig, um die sachgerechten Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte festlegen zu können (z. B. Anstau von Gräben, Anpassung der Pumpleistung in Bergsenkungsgebieten, „Tieferlegung“ von Flächen im Deichvorland und von anderen trocken gefallenen Flächen, aktive Bewässerung z. B. über Windradpumpen, Anlage von Blänken, LANUV 2011b S. 96). Die konkreten Grundwasserstände können nur im Einzelfall und artspezifisch festgelegt werden.

    - Bei Mineralböden (HÖTKER et al. 2007 S. 87) Beibehaltung / Wiederherstellung geeigneter Grundwasserstände mit partiellen und zeitlich begrenzten winterlichen Überstauungen (JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009). Werden lang andauernde, flächendeckende Überstauungen vorgenommen, so können sich diese in zweierlei Hinsicht negativ auswirken: Erstens wird durch solche Überstauung das Bodenleben abgetötet, was möglicherweise zu einer deutlichen Nahrungsverknappung führt (AUSDEN et al. 2001). Zweitens werden durch die Überstauung auch die Hauptbeutetiere (Feld- und Erdmaus) der meisten, im Grünland lebenden Prädatoren getötet, was möglicherweise zu einem stärkeren Prädationsdruck auf die Wiesenvögel führt (JUNKER et al. 2006, vgl. Maßnahme:

Prädatorenmanagement).

- Bei Feuchtwiesen (Binnenland) auf Standorten mit organischen Böden (Torf) ist die Wirksamkeit von Wasserstandsanhebungen sowohl für Wiesenvögel als auch für Feuchtwiesen- Pflanzengesellschaften aus verschiedenen Gründen eingeschränkt. Insbesondere der winterliche Überstau hat sich nicht immer als vorteilhaft erwiesen. Der Überstau kann zu Einschränkungen der Nahrungsverfügbarkeit der Wiesenvögel und auch der weiteren Pflegemöglichkeiten führen. Problematisch sind möglicherweise vor allem stark wechselnde Feuchtigkeitsbedingungen innerhalb eines Jahres, die die Bildung angepasster Zoozönosen verhindern. Wiesenvogeldichten sind auf Torfböden relativ gering (HÖTKER et al. 2007 S. 88). Empfehlenswert ist für diese Standorte anstelle von Überstauungen jedoch auch das Einstellen ganzjährig hoher Wasserstände, um die Rückquellung der meist stark degenerierten Torfe zu fördern und die Grundvoraussetzung für die Etablierung feuchtigkeitsliebender Lebensgemeinschaften zu schaffen (ebd.).

- Das NLWKN (2009, Niedersachsen) gibt bzgl. der Grundwasserstände folgende artspezifischen Empfehlungen für den Brachvogel: Beibehaltung/Wiederherstellung geeigneter Grundwasserstände im Grünland; möglichst mit kurzzeitigen winterlichen Überflutungen (zwischen Dezember bis März) und sukzessiven Rückgang zum Frühjahr bis auf 40 cm unter Geländeoberkante.

- Erhalt/Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen zur Brutzeit (Blänken, Mulden, temporäre Flachgewässer, Gräben etc.: BOSCHERT 1999 S. 54, EGLINGTON et al. 2008, 2010: NLWKN 2009). Zur Vermeidung von Verlusten durch Ertrinken sind flache Ufer erforderlich (BOSCHERT 2008 S. 351, JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009), d. h. vorhandene steilwandige Gräben sind im Profil abzuflachen. MÜLLER et al. (2009 S. 346, Kiebitz) empfehlen bei Mulden und Teichen einen Böschungswinken von max. 1:10. - An den Blänken sind bei starkem Aufkommen z. B. von Flatterbinse oder Röhrichten Pflegeschnitte durchzuführen (BORN et al. 1990 S. 39, TISCHEW et al. 2002). KIPP (1982b) empfiehlt die Anlage von 0,5 ha großen Blänken mit einer Tiefe von maximal 80 cm und einer buchtenreichen Ausformung. Bei maximaler Wasserführung sollte die offene Wasserfläche 0,1-0,5 ha betragen.

- Pflege des Grünlandes (Mahd / Beweidung): Grundsätzlich ist in der Regel ein Mosaikmanagement (Schaffung von einem Mosaik aus Wiesen-, Weide- und Mähweidenutzung bei gestaffelten Mähterminen / Beweidungsdichten), bei dem großflächige kurzrasige Bereiche mit (kleineren) höherwüchsigen Flächen abwechseln, sinnvoll, damit Nahrungsflächen und Versteckmöglichkeiten nahe beieinander liegen (NLWKN 2009; BORN et al. 1990 S. 40, MÜLLER et al. 2009 S. 346, LANUV 2011 S. 94 f.). Dies gilt insbesondere dann, wenn auf einer Fläche die Ansprüche mehrerer Arten erfüllt werden sollen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement). Das LANUV (2011) empfiehlt folgende artspezifische Pflegetermine für den Brachvogel: kein Walzen nach dem 15.3., Mahd erst ab 15.06.; möglichst keine bzw. geringe Beweidungsdichte bis 15.06 (bei Nachgelegen oder Spätbruten ist eine Verschiebung des Mahdtermins möglich).

  - Die konkrete Pflegeintensität ist an die lokalen Bedingungen – insbesondere die Wüchsigkeit des Standortes – und die artspezifischen Ansprüche an die Vegetation (s. o.) anzupassen. Einerseits soll die Pflege nicht so intensiv sein, dass Verluste durch Mahd oder Beweidung (Tritt) auftreten. Andererseits kann eine zu extensive Pflege zu einem erhöhten und ungünstigen Vegetationswachstum führen. Dies kann v. a. bei Flächen auftreten, die vorher als Intensivgrünland stark gedüngt wurden und somit eine hohe Wüchsigkeit aufweisen. In diesen Fällen ist zu prüfen, ob vor der eigentlichen Nutzung als Extensiv-Grünland eine Phase mit erhöhten Pflegeschnitten / Beweidung erforderlich ist, um die Nährstoffe / die Wüchsigkeit der Fläche zu reduzieren.

  Wenn nachweislich in einer konkreten Fläche keine Wiesenbrüter vorhanden sind, kann auch eine frühere Mahd erfolgen. Ein solches Konzept verlangt allerdings einen höheren Betreuungsaufwand (JUNKER et al. 2006).

  - Die Beweidungsintensität ist grds. so zu regulieren, dass ein Teil der Weidefläche nie vollständig abgefressen wird, so dass neben kurzrasigen Nahrungsflächen auch höherwüchsige Versteckmöglichkeiten vorhanden sind (MÜLLER et al. 2009 S. 345 für den Kiebitz). Eine hohe Beweidungsintensität kann zu starken Gelegeverlusten durch Tritt führen (DÜTTMANN et al. 2006, MÜLLER et al. 2009). Diese Verluste können durch eine Reduzierung der Weideviehdichte minimiert werden. Dabei verursachen z. B. Pferde höhere Verlustraten als Milchkühe (JUNKER et al. 2006), ebenso verursachen Jungrinder bei gleicher Dichte höhere Verlustraten als Milchkühe (BEINTEMA & MÜSKENS 1987 zit. ebd.). Die Verwendung von Großvieheinheiten (GVE) bei der Festsetzung von

Weideviehdichten in Wiesenvogelgebieten wird deshalb den wissenschaftlichen Erkenntnissen nicht gerecht (JUNKER et al. 2006). Die Weideviehdichte muss den Gegebenheiten vor Ort angepasst sein. Nach SHRUBB (2007, zit. bei MÜLLER et al. 2009 S. 343) verursacht eine Dichte von einem Weidetier / ha wenig Probleme. Er empfiehlt für den Kiebitz, weniger Jungtiere und dafür mehr Alttiere einzusetzen, jedoch keine Schafe, da Kiebitze diese im Unterschied zu Rindern nicht vom Nest fernhalten können (entsprechendes gilt vermutlich auch für den Brachvogel). Überstaute und sehr nasse Grünlandflächen werden vom Weidevieh besonders zu Beginn der Brutsaison bzw. der Beweidung gemieden. Damit erhöht sich der Weidedruck auf die verbliebenen weniger feuchten Bereiche, in denen sich häufig auch die Wiesenvogelgelege befinden (JUNKER et al. 2006).

- Maschinelle Flächenbearbeitungen können (insbesondere auf konventionell bewirtschaftetem Grünland) z. T. starke Verlustraten hervorrufen. Eine große Gefahr geht vor allem vom Schleppen / Walzen aber auch von der Gülledüngung im zeitigen Frühjahr aus. Das Schleppen / Walzen kann im Extremfall zur Zerstörung aller Erstgelege führen. Deshalb sollte die landwirtschaftliche Frühjahrsbearbeitung der Flächen auf die Zeit vor der Legeperiode der Wiesenvögel bis zum 15.03. beschränkt sein. Flächenhafte Mahd soll erst nach Flüggewerden der Jungen stattfinden (Ausnahme: Mosaikmahd mit kurzrasigen Streifen / Parzellen).

- MÜLLER et al. (2009 S. 345, Schweiz, Kiebitz) schlagen bei sehr wüchsigen Standorten als Alternative zu länger dauernden Ausmagerungsphasen das Abschieben von nährstoffreichem Oberboden vor, wodurch gleichzeitig auch ein Mikrorelief mit flachen überstauten Senken geschaffen werden kann. Die Maßnahme wurde in der Schweiz bereits mehrfach erfolgreich für den Kiebitz umgesetzt (ebd. S. 336 f.). Teilweise wird auch oder zusätzlich ein Pflügen des Oberbodens zur Schaffung kurzrasiger Bereiche empfohlen.

- Ggf. Rodung von Gehölzen, insbesondere wenn diese eine Sichtbarriere darstellen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Das Maßnahmenpaket erfordert eine umfassende (Standorts-) Planung, Betreuung und Pflege bezüglich der Wasserstände, der Offenhaltung durch Mahd / Beweidung und des (gelegentlichen) Entfernens von Gehölzaufwuchs.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- V. a. bei Betroffenheit mehrerer Wiesenlimikolen-Arten sind großflächige Maßnahmenflächen > 100 ha sinnvoll, um durch ein Mosaikmanagement bezüglich Bodenfeuchte, Wasserstand, Vegetationshöhen und –dichten den graduell unterschiedlichen Ansprüchen zwischen den Arten und auch innerhalb einer Art zu genügen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement).
    - Kiebitzjunge bevorzugen kürzere Vegetation als Uferschnepfenjunge, da diese längere Beine haben (JUNKER et al. 2006, OOSTERVELD et al. 2011, PEGEL 2002), Kiebitze suchen für Nachgelege und Kükenaufzucht früh gemähte Flächen auf (JUNKER et al. 2006), Jungvögel von Uferschnepfe und Brachvogel können dagegen in den ersten Lebenswochen nicht stochern und sind somit auf blütenreiche (insektenreiche) Bestände angewiesen (BEHRENS et al. 2007); die Küken der Uferschnepfe präferieren insektenreiche Nahrungsflächen mit mittlerer Vegetationshöhe von 15-25 cm, die Altvögel eher regenwurmreiche und kurzrasige Bereiche (STRUWE-JUHL 1999), Brut- und Rückzugsflächen der Alt-Brachvögel haben eine höhere Vegetation als die der Jungen, Staatliche Vogelschutzwarte Hessen, RLP, Saarland 1987), die Bekassine braucht „weicheren“ Boden zum Stochern (AUSDEN et al. 2001).

- Mögliche Konflikte zum botanischen Feuchtwiesenschutz.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen (-pakete) können – bei bereits vorhandener Grundeignung der Fläche – bereits im ersten Jahr erfolgreich sein (z. B. HANDKE 2004 zit. bei HABERREITER & DENNER 2006, hessischer Oberrhein: Kiebitz; MÜLLER et al. 2009 S. 341 Fraubrunnenmoos, Schweiz: Kiebitz). Auch HÖTKER et al. (2007 S. 5) weisen darauf hin, dass sich positive Auswirkungen von Maßnahmen auf die Wiesenvogelbestände v. a. in den Jahren nach der Umsetzung zeigten (danach teilweise nicht mehr aufgrund suboptimaler Folgeentwicklung).

- Aufgrund der meist hohen Reviertreue, um den Vögeln eine Raumerkundung / Eingewöhnung zu ermöglichen und um eine Etablierung der Vegetation zu erreichen, ist jedoch im Regelfall eine Vorlaufzeit von mind. 2 Jahren zu veranschlagen. Dies hängt auch davon ab, wie schnell sich ein erhöhter Grundwasserstand einstellen kann.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Großen Brachvogels sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur für die Art oft empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005 S. 466, NLWKN 2009). Konkrete Wirksamkeitsnachweise liegen jedoch nicht vor, jedoch für mehrere andere Wiesenvogellimikolen mit ähnlichen Habitatansprüchen (z. B. HANDKE 1995; HIELSCHER 1999, JUNKER et al. 2006, MÜLLER 1989; MÜLLER et al. 2009, S. 333; PEGEL 2002; TESCH 2006), wobei sich aber teilweise eine Überlagerung durch andere ungünstige Faktoren wie Prädation zeigte (vgl. Maßnahme: Prädatorenmanagement). Die Erfolgswahrscheinlichkeit und die Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme ist im Analogieschluss als hoch zu bezeichnen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering	☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig	☐
Belege	sehr hoch	☒	mittel	☐	gering	☐

Fazit Eignung: hoch

2. Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt (Av 2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Als flankierende Maßnahme zur Habitatentwicklung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) und zum Schutz vor landwirtschaftlicher Bearbeitung oder Viehtritt werden Nester mit Gelegen zunächst lokalisiert, dann durch Markierungen bzw. Körbe geschützt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Vorkommen der Zielart mit lokalisiertem Gelege auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Gelege):

- Beispiel Programm „Förderung von Maßnahmen zur Entwicklung von Natur und Landschaft sowie zur Qualifizierung für Naturschutzmaßnahmen“ in Niedersachsen (MELTER et al. 2009):
    - Nestersuche: Auf Grünland und Acker werden die Nester von Wiesenlimikolen durch Gebietsbetreuer markiert und im Abstand von ca. 3 m mit Stöcken markiert.
    - Gelegeschutz: Umfahren und Aussparen der Nester bei den Bewirtschaftungsschritten. Auf Acker kleinräumiges Umsetzen von Gelegen. Diese Option ist nur bei Kiebitzen möglich, andere Arten nehmen die versetzten Nestern meist nicht wieder an. Bei hoher Gelegedichte kommen auch flächenhafte Maßnahmen (Aussetzen einzelner Bearbeitungsgänge, verzögerte Einsaat, verzögerte Mahd) in Betracht.
    - Gelegeschutz: Verzicht auf Schleppen und Walzen nach dem 15. März („Frühjahrsruhe“).
    - Kükenschutz: Vorsichtiges, langsames Mähen von innen nach außen und Begrenzung der Mähgeschwindigkeit auf max. 8 km / h bei einer Mähwerksbreite von max. 3 m.
- Bei Beweidung Beachtung der Tierarten: Gute Ergebnisse mit Gelegekörben konnten bei Schafen, Jungrindern, Milchkühen und Ochsen erzielt werden. Bei Bullen- oder Pferdebeweidung war diese Form der Gelegesicherung meist erfolglos. Die Körbe wurden selbst bei stabiler Fertigung zerstört. Im Falle der Pferdebeweidung besteht darüber hinaus für die Weidetiere ein nicht unerhebliches Verletzungsrisiko (JUNKER et al. 2006, Wesermarsch).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen.
- Wiederholung jährlich zur Brutzeit.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Hoher Bearbeitungs- und Betreuungsaufwand.
- Bei kleinräumiger Aussparung der Nestumgebung darf die umgebende Fläche aufgrund von mangelnder Deckung für die Jungvögel nicht negativ beeinflusst werden.
- Nach ROßKAMP (2005 S. 82) haben „langjährige Erfahrungen“ gezeigt, dass die Nestermarkierung keine Signalfunktion für Prädatoren hat. MÜLLER et al. (2009 S. 347) empfehlen dagegen, (Kiebitz-) Nester nicht direkt aufzusuchen, um keine Spur für Beutegreifer zum Nest zu legen. Bei den Untersuchungen von KRAGTEN et al. (2008) deutete sich an, dass vor landwirtschaftlichen Bearbeitungsgängen geschützte Nester häufiger von Prädatoren aufgesucht wurden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahme ist unmittelbar umsetzbar und sofort wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt.
- Der Erfolg vom individuellen Gelegeschutz vor landwirtschaftlichen Tätigkeiten zahlreich belegt (z. B. KIPP 1999, KIPP & KIPP 2003: Brachvogel, HÖNISCH & MELTER 2009: Kiebitz, Uferschnepfe, Brachvogel; HÖTKER et al.

2007 S. 5: Wiesenbrüter;). Die „Erfolge“ können jedoch durch hohe Prädationsraten überlagert werden (BOSCHERT 2008, KRAGTEN et al. 2008, THIEN & THIENEL 2008).

- Von einer Wirksamkeit der Maßnahme ist daher auszugehen. Die Maßnahme soll aber nur temporär (nicht dauerhaft) und nur flankierend zur Habitatgestaltung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) erfolgen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Prädatorenmanagement (Av 6.1; Av 6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Einfluss von Prädatoren auf bodenbrütende Wiesenvögel wird zumindest lokal als wesentliche Rückgangsursache angesehen (umfassende Übersichten in LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005; weiter z. B. JUNKER et al. 2006, RUNGE et al. 2010 S. A120). Hohe Prädationsraten können anderweitige Habitataufwertungen überlagern (z. B. BAUSCHMANN 2011, BIO Consult 2010, GRIMM 2005, FLETCHER et al. 2010, PUCHTA et al. 2009). In der Regel sind nachtaktive Raubsäugetiere für die Prädation verantwortlich (v. a. Rotfuchs und Wildschwein; weiterhin: Waschbär, Marderhund, Mink), aber auch Nagetiere und Vögel können in unterschiedlichem Maße als Prädatoren auftreten (z. B. Greifvögel, Rabenvögel, Möwen, Graureiher) (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, HÖTKER et al. 2007 S. 73 f; SIEFKE et al. 2010, THYEN & EXO 2004.), Nagetiere auch indirekt auch Kleinnager über ihre Bestandszyklen (SCHRÖPFER & DÜTTMANN 2010).

Die Maßnahme umfasst ein aktives (Av 6.1) und passives (Av 6.2) Prädatorenmanagement, das die direkte Bejagung der Prädatoren, habitatsteuernde Maßnahmen oder einen (passiven) Ausschluss der Prädatoren durch Zäune vorsieht. Ein Prädatorenmanagement empfiehlt sich als ergänzende Maßnahme, wenn auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren bestehen und bekannt ist, welcher Prädator einen starken Einfluss auf welche Zielart hat.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Zur grds. Eignung (Offenheit u. a.) siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Es bestehen auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren. Es ist bekannt, welcher Prädator einen starken Einfluss auf welche Zielart hat.
- Es bestehen keine nahen „Quellhabitate“ von Prädatoren außerhalb der Maßnahmenflächen (z. B. keine stark kleinparzellierte Struktur mit hohen Randeffekten: MACDONALD & BOLTON 2008, PUCHTA et al. 2009), ideal sind Standorte, bei denen die Zuwanderung von Randflächen reduziert ist (z. B. Inseln, Halbinseln).
    - Bspw. konnte im Seebachtal (Schweiz) trotz Elektrozaun nur ein geringer Bruterfolg bei Kiebitzen festgestellt werden. Als Ursache wird eine hohe Prädationsrate vermutet (die Fläche lag nahe einem Waldbereich, MÜLLER et al. 2009 S. 341). KÖSTER et al. (2001 S. 128) vermuten die hohe Prädationsrate beim Kiebitz im NSG „Alte-Sorge-Schleife“ (Schleswig-Holstein) in hohen Randeffekten begründet: Das Feuchtgrünland des NSG wird von Intensivgrünland und feuchten Moorflächen umgeben. Bei sehr feuchten Bedingungen wurde das NSG möglicherweise von Erdmäusen vom Moor

her besiedelt, in trockeneren Jahren von Feldmäusen aus dem Intensivgrünland. So stehen im NSG ständig Kleinnager als Nahrungsquelle für Prädatoren zur Verfügung, aber nur in einem so geringen Ausmaß, dass diese sich nicht ausschließlich von ihnen ernähren können. Auch EXO (2008) fand beim Rotschenkeln im Jadebusen eine lokale Variation der Prädationsrate, die er auf die unterschiedliche Erreichbarkeit für Prädatoren zurückgeführt (Nähe von Deichen mit angrenzenden Baum- und Buschreihen).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Aktives Prädatorenmanagement durch Bejagung / Tötung der Prädatoren durch erfahrene Berufsjäger, z. B. durch Verwendung von Kunstbauten oder Jungfuchsbejagung beim Rotfuchs. Die Verwendung von Giften ist zwar wirksam, aber aus rechtlichen Gründen problematisch (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 281).

- Passives Prädatorenmanagement (Bodenprädatoren) durch Körbe / Elektro-Zäune um das Nest oder auch der Nahrungshabitate, zur Verhinderung der Prädation auf die Jungen (RICKENBACH et al. 2011, SMITH et al. 2011). Nach BOSCHERT (2008) ist es für den Maßnahmenerfolg wichtig, dass die Zäune aus mehreren quer verlaufenden und Strom führenden sowie senkrechten und nicht Strom führenden Litzen bestehen und eine Maschenweite von max. 15 x 15 cm aufweisen, Zäune mit wenigen, horizontal verlaufenden und Strom führenden Litzen zeigen offensichtlich keinen Erfolg. Idealerweise wird ein möglichst großer Raum um das Nest eingezäunt, um den nestflüchtenden Jungtieren möglichst lange einen Schutz vor Prädatoren zu geben (BOSCHERT 2008 S. 351 empfiehlt für den Brachvogel mind. 2 ha).

- Passives Prädatorenmanagement durch habitatsteuernde Maßnahmen:

    - Reduzierung von Gehölzen und höherwüchsigen Krautbeständen, die von Greifvögeln, Rabenvögeln, Säugetieren o. a. als Sitzwarten / Rückzugsräume genutzt werden können (JUNKER et al. 2006).

    - Rückbau von Strukturen die dem Rotfuchs als Behausung bzw. Tagesversteck dienen könnten (z. B. leerstehende Gebäude, JUNKER et al. 2006).

    - Großflächige Wiedervernässung mit dem Ziel, das Angebot an Kleinnagern als Nahrungsgrundlage für den Rotfuchs zu verringern. Die Wirksamkeit winterlicher Überstaumaßnahmen konnte in einigen Fällen gezeigt werden. Allerdings können die Überstauungen auch lediglich zu einer Verschiebung des Prädatorenspektrums (Fuchs zu Iltis und Mink) führen und sich negativ auf die Nahrungsverfügbarkeit v. a. der Bodentiere auswirken (HÖTKER et al. 2007 S. 75, vgl. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland). Weiterhin gibt es auch Beispiele, bei denen selbst in von Gräben umschlossenen, großen Grünlandgebieten mit hohem Wasserspiegel Rotfüchse hohe Gelege- und Kükenverluste bei Wiesenvögeln verursachten. Dies kann damit zusammenhängen, dass die Wiedervernässung nicht notwendigerweise zu einem Nahrungsengpass für den Rotfuchs führt, da nun andere Beutetierarten wie Bisam oder Enten auftreten können. Weiterhin stehen Wühlmäuse – wenn diese durch die Überstauung dezimiert werden – nicht mehr als Nahrungsquelle für Raubsäuger zur Verfügung, wodurch sich der Prädationsdruck auf Bodenbrüter ggf. noch erhöht.

        - KEMPF (2005 zit. bei Junker et al. 2006) fand bei winterlichen Überstauungen von Grünland im Bremer Raum, dass der Erdmausbestand bei starken jährlichen Schwankungen abnahm und die geringe Kleinsäugerdichte für die Prädatoren bis zum Hochsommer kein attraktives Nahrungsangebot darstellte. Im August / September kamen die Erdmäuse dann aber wieder in mittleren bis hohen Dichten vor, so dass durch die Überschwemmungen im Untersuchungsgebiet die Prädatoren wahrscheinlich nicht dauerhaft verdrängt werden können.

- Passives Prädatorenmanagement durch Vergrämung / Repellentien, chemische Fortpflanzungshemmung: Diese Methoden befinden sich noch im Erprobungsstadium, es liegen (noch) keine gesicherten Erkenntnisse dazu vor. Die Maßnahmen sind noch nicht praxisreif (GRIMM 2005 S. 339, JUNKER et al. 2006, LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 283).

- Sofern noch nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Reduzierung von Freizeitnutzung; auch: starker Besatz mit Weidetieren): Die Wirkung der Prädation steht in Wechselwirkung mit den Eigenschaften des Lebensraumes. So konnte häufig beobachtet werden, dass Prädationsraten auf stark beweideten Parzellen höher waren als auf unbeweideten – vermutlich wegen mangelnder Deckung und vermehrten Störungen (HÖTKER et

al. 2007 S. 73; SCHEKKERMANN et al. 2009 für die Uferschnepfe). Auch können Störungen durch Menschen zu einer erhöhten Prädationsrate führen, wenn durch die Störung der Zugang für die Prädatoren erleichtert wird (MÜLLER et al. 2009 S. 331).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Elektrozaun: Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen (z. B. Freimähen, Prüfung der Batterien).
- Habitatsteuernde Maßnahmen: Aufrechterhaltung der Offenheit.
- Der Abschuss muss jährlich wiederholt (und mit großer Intensität) durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Aktives Prädatorenmanagment kann zu Störungen von Ziel- und Nichtzielarten führen.
- Aktives Prädatorenmanagement und individueller Nestschutz (Auszäunungen) sind sehr personalaufwändig.
- Unterschiede bestehen auch in der Frage, ob ein Prädatorenmanagement insbesondere von Raubsäugern nur lokal z. B. in Schutzgebieten seltener Bodenbrüter (HERRMANN 2009) oder generell und flächig (PROFT 2010, SIEFKE et al. 2009) anzustreben sei.
- BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann.
- Eine umfassende fachliche Vorbereitung beim aktiven Prädatorenmanagement ist einerseits notwendig, um den fachlichen Erfolg sicherzustellen. Zum anderen erscheint eine umfassende Planung und Begründung aber weiterhin geboten, um auch „weichen" Faktoren wie (tier-) ethischen Gesichtspunkten bei der Regulierung hochentwickelter Wirbeltiere begegnen zu können (z. B. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 280, LITTIN et al. 2004). V. a. im englischsprachigen Raum gibt es zur Behandlung dieser Thematik Ansätze (z. B. BROOM & BRADSHAW 2000, COWAN 2011, FOX et al. 2003, FRASER 2010, LITTIN 2010, MATHEWS 2010, PAQUET & DARIMONT 2010), weiterhin auch bei GORKE (2010), PIECHOCKI et al. (2004 S. 532) und PIECHOCKI (2010 S. 183 ff.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Positive Wirkungen vom Prädatorenmanagement auf Bodenbrüter sind mehrfach belegt (z. B. FLETCHER 2010, MÜLLER 1997), andererseits muss Prädation nicht immer ein entscheidender Faktor sein (HÖNISCH & MELTER 2009), eine Prädatorenkontrolle muss auch nicht immer zu einem Bestandsanstieg der Zielarten führen (BOLTON et al. 2007).
- SMITH et al. (2011) kommen nach einer Literaturauswertung zu dem Ergebnis, dass Gelegeschutz durch Körbe oder Zäune in der Regel eine geeignete Maßnahme ist. Grundsätzlich wird der Einsatz von Elektrozäunen als positiv bewertet. Elektrozäune wirken jedoch nicht gegen flugfähige Prädatoren wie Rabenvögel, Greifvögel oder Möwen. Elektrozäune können im Einzelfall auch vom Fuchs o. a. überwunden werden (BOSCHERT 2008 S. 349, SCHIFFERLI et al. 2009 S. 323) und bieten ferner wahrscheinlich auch keinen Schutz gegen Kleinsäuger (abhängig von der Maschenweite), die ggf. auch als Prädatoren auftreten können. ISAKSSON et al. (2007) weisen darauf hin, dass durch Auszäunung geschützte Nester von Kiebitz und Rotschenkel zwar höheren Bruterfolg hatten, sie weisen jedoch auf erhöhte Prädationsraten brütender Altvögel beim Rotschenkel hin, die oft lange sitzen blieben, wenn ein Prädator sich näherte. Die Autoren empfehlen Auszäunungen für Arten, die das

Nest bereits verlassen, wenn der sich nähernde Prädator noch weiter entfernt ist.. Nach HGON (2009) erreichten durch die Elektrozäune und die Flutmulden 3 von 4 Brachvogelgelegen Bruterfolg, während in den Vorjahren kein Junges flügge geworden war. Nach BOSCHERT (2008, 2010) konnten durch Elektrozäune beim Brachvogel hohe Schlupferfolge und – teilweise – auch hohe Bruterfolge erzielt werden, wobei jedoch auch andere Faktoren (v. a. Witterung) eine Rolle spielten. Unklarheiten bestehen noch zu dem Aspekt, inwieweit ein erhöhter Bruterfolg durch die Maßnahmen auch zu einem Populationsanstieg führt. Positive Effekte von Auszäunungen gegenüber Bodenprädatoren belegen auch RICKENBACH et al. (2011, Kiebitz), KUBE et al. (2005 S. 304) und LANGGEMACH & BELLEBAUM (2005 S. 279 Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel).

- Die Entfernung von Gehölzen zur Reduktion des Prädatoreneinflusses durch Vögel (z. B. Rabenkrähe, Mäusebussard) / das Reduzieren von für den Rotfuchs potenziellen Versteck- oder Wurfbauflächen wird als geeignete (Teil-) Maßnahme eingestuft. Ob diese Maßnahme für sich allein ausreicht, ist im Einzelfall festzulegen und ggf. mit einem Monitoring zu begleiten.

- Zur Wirkung von Wasserstandsanhebungen zum Ausschluss von Bodenprädatoren liegen noch widersprüchliche Aussagen vor. Vermutlich ist ein wesentlicher Faktor die Größe der überstauten Fläche, so dass für randlich vorkommende Prädatoren ein „Puffer" entsprechend deren Aktionsraumgröße eingeplant werden muss. Die Maßnahme wird als grundsätzlich geeignet eingestuft, soll jedoch mit einem Monitoring verbunden werden.

- Tötungen von Prädatoren führten in vielen Fällen zu höheren Reproduktionsleistungen bei den Wiesenvögeln, aber nicht immer zu positiven Bestandsveränderungen. Einen Bestandsanstieg der Zielarten durch Prädatorenkontrolle führen z. B. FLETCHER et al. (2010) und MÜLLER (1997) an, während z. B. bei PUCHTA et al. (2009) keine Reduktion der Prädationsrate trotz intensiver Bejagung erreicht werden konnte und BOLTON et al. (2007) keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Zielarten fand. Nach HARTMANN (2002, zit. bei LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005) konnten Treibjagden, Falleneinsatz, Aufgraben von Wurfbauen, Einsatz von Kunstbauten, chemische Duftkonzentrate u. a. teilweise nicht einmal auf kleinen Inseln wie der Greifswalder Oie (54 ha, 12 km vor der Küste) eine Freiheit von Bodenprädatoren gewährleisten. Möglicherweise war die Bejagung immer noch nicht intensiv genug. Aufgrund der starken regionalen Unterschiede im Umfang der Prädation von Wiesenvogelküken und -gelegen sowie den beteiligten Prädatoren ist die Entscheidung, ob ein Prädatorenmanagment sinnvoll ist oder nicht und wie dieses durchzuführen ist, eine Einzelfallentscheidung, die eine umfassende Planung voraussetzt. Nach LANUV (2011b, S. 111) kann eine Prädatorenbejagung in Einzelfällen zur Sicherung des Bruterfolges erforderlich sein, zunächst sollte aber ein Nachweis von Schäden erfolgen. Nach LANUV (ebd. S. 243) liegen die Hauptgefährdungsursachen von Bodenbrütern zumeist in Lebensraumverschlechterungen, daher sei ein eventuelles Prädatorenmanagement bestenfalls als lokale Zusatzmaßnahme und mit geringerer Priorität durchzuführen. Die Wirksamkeit einer Prädatorenbekämpfung ist vor allem an solchen Orten zu erwarten, an denen die freigewordenen Reviere nicht unmittelbar durch benachbarte Individuen aufgefüllt werden können, also etwa auf Inseln oder Halbinseln (HÖKTER et al. 2007 S. 74). Aktives Prädatorenmanagement ist (auch wegen teilweise widersprüchlicher Befunde) keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sie kann bei örtlicher Notwendigkeit jedoch andere vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen ergänzen. BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann. Die Maßnahme ist mit einem Monitoring zu verbinden.

- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 8.11.2011) besteht für Maßnahmen zum aktiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine geringe, für Maßnahmen zum passiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art hoch ☒ mittel ☐ gering ☐

Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel (passive Maßnahmen, Av 6.2) bis gering (aktive Maßnahmen Av 6.1); beide nur als flankierende Maßnahmen.

Fazit: Für den Großen Brachvogel liegen zahlreiche Untersuchungen zur Durchführung von Maßnahmen vor. Danach lassen sich grundsätzlich vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen durchführen, für die jedoch – in unterschiedlichem Ausmaß – ein hoher Flächenbedarf, ein hoher Zeit- und Personalbedarf und umfassende Vorplanung bzw. Monitoring erforderlich ist.

Quellen:

Ausden, M.; Sutherland, W.J.; James, R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. Journal of Applied Ecology 38: 320-338.

Bauschmann, G. (2011): Artenhilfskonzepte für Wiesenvögel. Der Falke 58 (8): 319-322

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

Behrens, M.; Artmeyer, C. & V. Stelzig (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland. - Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (11): 346-352.

BIO-Consult (Bearb. Kruckenberg, H.; Flore, B.-O.; Pfützke, S.; Melter, J. 2010): Avifaunistische Erfassung im Rahmen der Wirkungskontrolle des PROFIL-Kooperationsprogramms Naturschutz, Fördermaßnahme „Dauergrünland – handlungsorientiert" in Teilbereichen der EUVogelschutzgebiete V65 Butjadingen, V06 Rheiderland und V14 Esterweger Dose im Jahr 2010. Untersuchung im Auftrag des NLWKN (Staatliche Vogelschutzwarte).

Bolton, M.; Tyler, G.; Smith, K.; Bamford, R. (2007): The impact of predator control on lapwing Vanellus vanellus breeding success on wet grassland nature reserves. Journal of Applied Ecology 44 (3), 534–544.

Born, N..; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz 9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 48 S.

Boschert, M. (1999): Bestandsentwicklung des Kiebitzes nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung. Naturschutz und Landschaftsplanung 31(2): 51-57

Boschert M. (2008): Gelegeschutz beim Großen Brachvogel. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (10): 346-354.

Boschert M. (2010): Die Leiden des Großen Brachvogels – Gefährdung und Schutz eines Wiesenbrüters. Vortrag 2. Bayerische Ornithologischentage, Leipheim, 5.-7.2.2010. http://www.og-bayern.de/, Abruf 20.12.2010.

Broom, D. M.; Bradshaw, R. H. (2000): The welfare of deer, foxes, mink and hares subjected to hunting by humans: a review. Cambridge University Animal Welfare Information Centre, Cambridge.

Cowan, D. (2011): Rezension des Buches „Wildlife Damage Control: Principles for the Management of Damage by Vertebrate Pests". Animal Welfare 20: 129-130.

Düttmann, H., Tewes E. & M. Akkermann (2006): Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhafen, Wesermarsch). In: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen. Band 32, S. 175-181.

Eglinton, S. M.; Gill, J. A.; Bolton, M.; Smart, M. A.; Sutherland, W. J.; Watkinson, A. R. (2008): Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. Journal of Applied Ecology 45 (1): 305-314.

Exo, K.-M. (2008): Nationalpark Wattenmeer: Letzte Chance für Wiesenbrüter: Der Falke 55: 376-382.

Fletcher, K.; Aebischer, N. J.; Baines, D.; Foster, R.; Hoodless, A. N. (2010): Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. Journal of Applied Ecology 47 (2): 263-272.

Fox, N.; Rivers, S.; Blay, N.; Greenwood, A. G.; Wise, D. (2003): Welfare Aspects of Shooting Foxes. A study for the All Party Parliamentary Middle Way Group All Party Parliamentary Middle Way Group. c/o Lembit Öpik MP, House of Commons, London, 48 S.

Fraser, D. (2010): Toward a synthesis of conservation and animal welfare science . Animal Welfare 19 (2): 121-124.

Gorke, M. (2010): Eigenwert der Natur. Ethische Begründungen und Konsequenzen. Hirzel-Verlag, 251 S.

Grimm, M. (2005): Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen des Großen Brachvogels Numenius arquata in den Belziger Landschaftswiesen (Brandenburg). Vogelwelt 126: 333-340.

Handke, K. (1994/1995): Brutvogelbestandsentwicklung in einem Feuchtgrünlandgebiet der Wesermarsch. Eine

Zwischenbilanz sechs Jahre nach der Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen (Teil I / II): Der Falke 41: 401-416; Der Falke 42: 22-28.

Haberreiter, B.; Denner, M. (2006): Neuanlage von artenreichen Wiesen und Weiden auf ehemaligen Ackerflächen. Erfahrungsbericht mit Beispielen aus Niederösterreich. Gutachten im Auftrag von Naturschutz Niederösterreich. 219 S. + Anhang.

Herrmann, C. (2009): Das „Möwenproblem" im 20. Jahrhundert: Eine Darstellung der historischen Entwicklung in Deutschland sowie der Bestandslenkung an der Ostseeküste der DDR. Vogelwelt 130: 25-47.

Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON, 2009: Brachvogelschutz erhält Umweltpreis. http://www.hgon.de/ak_fb.htm, Abruf 15.7.2009.

Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. Vogelwelt 120, Supplement: 261-271.

Hönisch, B.; Melter, J. (2009): Gezielte Artenschutzmaßnahmen für Wiesenvögel in der Agrarlandschaft (Neuenkirchen, Niedersachsen). Endbericht. Im Auftrag des Hegering Neuenkirchen, gefördert von der Deutsch Bundesstiftung Umwelt und der Naturschutzstiftung Landkreis Osnabrück.

Hötker, H.; Jeromin, H.; Thomsen, K.-M. (2007): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen, Endbericht. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU AZ: 22718. Bergenhusen.

Isaksson, D.; Wallander, J.; Larsson, M. (2007): Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest exclosures. Biological Conservation 136 (1): 136-142.

-343.

Junker, S.; Düttmann, H.; Ehrnsberger, R. (2006): Nachhaltige Sicherung der Biodiversität in bewirtschafteten Grünlandgebieten Norddeutschlands am Beispiel der Wiesenvögel in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) – einem Gebiet mit gesamtstaatlicher Bedeutung für den Artenschutz. Endbericht, Hochschule Vechta, im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

Kipp, M. (1982a): Ergebnisse individueller Farbberingung beim Großen Brachvogel und ihre Bedeutung für den Biotopschutz. Beih. Veröff. Nat.schutz Landsch.pfl. Bad.-Württ. 25: 87-96.

Kipp. M. (1982b): Artenheilsprogramm Großer Brachvogel. Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 11, LÖLF NRW, Recklinghausen.

Kipp. M. (1999): Zum Bruterfolg beim Großen Brachvogel (Numenius arquata). LÖBF-Mitteilungen 3 / 1999: 47-49.

Kipp, C. & M. Kipp (2003): Auswirkungen von Gelegeschutz und Jungvogelsicherung auf den Reproduktionserfolg des Großen Brachvogels (Numenius arquata). Charadrius 39: 175-181.

Köster, H.; Nehls, G.; Thomsen, K.-M. (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (Vanellus vanellus) im Schleswig-Holstein. Corax 18, Sonderheft 2: 121-132.

Kragten, S.; Nagel, J. C.; de Snoo, G. R. (2008): The effectiveness of volunteer nest protection on the nest success of Northern Lapwings Vanellus vanellus on Dutch arable farms. Ibis 150 (4): 667-673.

Kreuziger, J. (2008): Kulissenwirkung und Vögel. Methodische Rahmenbedingungen für die Auswirkungsanalyse in der FFH-VP. Vortrag auf der Vilmer Expertentagung „Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Summationswirkungen in der FFH-VP unter bes. Berücksichtigung der Artengruppe Vögel, 29.9.-1.10.2008

Kube, J.; Brenning, U.; Kruch, W.; Nehls, H. W. (2005): Bestandsentwicklung von bodenbrütenden Küstenvögeln auf Inseln in der Wismar-Bucht (südwestliche Ostsee): Lektionen aus 50 Jahren Prädatorenmanagement. Vogelwelt 126: 299-320.

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

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2011): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vögel. http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/liste, Abruf 13.10.2011.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011b) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein" DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.

Langgemach, T.; Bellebaum, J. (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.

Littin, K. E.; Mellor, J.; Warbuton, B.; Eason, C. T. (2004): Animal welfare and ethical issues relevant to the humane control of vertebrate pests. In: New Zealand Veterinary Journal 52 (1): 1-10

Littin, K. E. (2010): Animal welfare and pest control: meeting both conservation and animal welfare goals. Animal Welfare 19: 171-176

MacDonald, M. A.; Bolton, M. (2008): Predation of Lapwing Vanellus vanellus nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. Journal of Ornithology 149 (4)

Mathews, F. (2010, Bearb.): Conservation and animal welfare: consensus statement and guiding principles. Conservation and Animal Welfare Science Worshop. Animal Welfare 19 (2): 191-192.

Melter, J.; Abing, B.; Hönisch, B. (2009): Eiersuchen für den Vogelschutz: Gelegeschutzprojekt in Niedersachsen. Der Falke 56: 144-148.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor" auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter" und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma, Beiheft 2: 181-195.

Müller, P. (1997): Risiken einer fehlenden Kontrolle von Fuchspopulationen für den Arten- und Naturschutz. - In: Ökologischer Jagdverein Bayern e. V. (Hrsg.): Hilfe (für die) Beutegreifer?! (Ergebnisse eines Seminars vom 7. Dezember 1996 in Nürnberg). Verlag Meyer, S. 69-103

Müller, W.; Glauser, C.; Sattler, T. & L. Schifferli (2009): Wirkung von Massnahmen für den Kiebitz Vanellus vanellus in der Schweiz und Empfehlungen für die Artenförderung. In: Ornithologischer Beobachter 106 (3), 327-350.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Großer Brachvogel (Numenius arquata). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 12.10.2011

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

Oosterveld, E. B.; Nijland, F.; Musters, C. J. M.; de Snoo, G. R. (2011): Effectiveness of spatial mosaic management for grassland breeding shorebirds. In: Journal for Ornithology 152: 161-170.

Paquet, P. C.; Darimont,C. T. (2010): Wildlife conservation and animal welfare: two sides of the same coin? In: Animal Welfare, Band 19, 2010, S. 177-190

Pegel, H. (2002): Naturschutzmaßnahmen und deren Auswirkungen auf den Brutbestand in der Fehntjer Tief Niederung. In: Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Zusammenfassungen eines Symposiums am 4. / 5. 9.2002 an der Hochschule Vechta. Sonderband der Vechtaer fachdidaktischen Forschungen und Berichte 7: 89.

Piechocki, R. (2010): Landschaft Heimat Wildnis. Schutz der Natur – aber welcher Natur und warum? Verlag C. H. Beck, München, 266 S.

Piechocki, R.; Eisel, U.; Haber, W.; Ott, K. (2004): Vilmer Thesen zum Natur- und Umweltschutz. Natur und Landschaft 79 (12): 529-533.

Proft, G. (2010): Zur Veränderung des Niederwildbestandes im Raum Jena. Artenschutzreport 26: 53-54.

Puchta, A.; Ulmer, J.; Schönenberger, A.; Burtscher, B. (2009): Zur Situation des Kiebitzes Vanellus vanellus im Vorarlberger Alpenrheintal. Ornithologischer Beobachter 106 (3): 275-296.

Rickenbach, O., M. Grüebler, M. Schaub, A. Koller, B. Naef-Daenzer & L. Schifferli (2011): Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing Vanellus vanellus chick survival. Ibis 153 (3): 531-542.

Roßkamp, T. (2005): Direkter Gelegeschutz – eine einzelbetriebliche Schutzmaßnahme für den Erhalt von Wiesenvogel-populationen - Tagungsband Einzelbetriebliche Naturschutzberatung Witzenhausen. S: 80-85.

Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten.

Schekkerman, H.; Teunissen, W.; Oosterveld, E. (2009): Mortality of Black-tailed Godwit Limosa limosa and Northern Lapwing Vanellus vanellus chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. Journal of Ornithology 150 (1): 133-145.

Schifferli, L.; Rickenbach, O.; Koller, A. & M. Grüebler (2009): Massnahmen zur Förderung des Kiebitzes Vanellus vanellus im Wauwilermoos (Kanton Luzern): Schutz der Nester vor Landwirtschaft und Prädation. In: Ornithologischer Beobachter 106 (3), 311-326.

Schröpfer, R.; Düttmann, H. (2010): Artenschutz mit Jagd und Mäusen – das Osnabrücker Prädationsmodell. Artenschutzreport 26: 1-7.

Siefke, A.; Klafs, G.; Görner, M. (2010): Das „Möwenproblem" im 20. Jahrhundert: Sechs Fragen als Replik zu Herrmann

2009 (Vogelwelt 130: 25-47). Vogelwelt 131: 219-223.

Smith, R. K.; Pullin, A. S.; Stewart, G. B.; Sutherland, W. S. (2011): Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? Biological Conservation 144 (1): 1-10.

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

Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland/ (Hrsg. 1987): Biotop-Management des Großen Brachvogels - Numenius arquata - in Hessen. Merkblatt.

Struwe-Juhl, B. (1999): Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (Limosa limosa) am Hohner See, Schleswig-Holstein. NNA-Berichte 12 (3): 30-41.

Tesch, A. (2006): Ökologische Wirkungskontrollen und ihr Beitrag zur Effektivierung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Ergebnisse eines projektbegleitenden Monitoringprogramms zur Erweiterung des Containerterminals in Bremerhaven (CT III). In Meyer, F. (Hrsg.): Qualitätssicherung in der Eingriffsregelung – Nachkontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Dokumentation zum Workshop an der Internationalen Naturschutzakademie Vilm vom 23. - 26. Juni 2003. BfN – Skripten 182, 177 S.

Tischew, S.; Rexmann, B.; Schmidt, M.; Teubert, H.; Graupner, S.; Heymann, T. (2002): Langfristige Wirksamkeiten von Kompensationsmaßnahmen bei Straßenbauprojekten (FE-Nr.: 02.192/1999/LGB). Endbericht, Textteil. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). Hrsg. Professor Hellriegel Institut e.V. Bernburg, Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg: 511pp.

Thien, B.; Thienel, F. (2008): Dynamik im Wiesenvogelschutz in den Niederungen der Hümmlingbäche Marka, Mittel- und Südradde. Feuchtwiesen-Info 9: 4-7.

Thyen, S.; Exo, K.-M. (2004): Die Bedeutung von Salzrasen des niedersächsischen Wattenmeeres für die Reproduktion von Rotschenkeln Tringa totanus. In: MICHAEL-OTTO-INSTITUT IM NABU (2004): Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bergenhusen.(Tagung in Rendsburg 25.-26.2.2002) S. 20-26

Tüllinghoff, R. & H.H. Bergmann (1993): Zur Habitatnutzung des Großbrachvogels (Numenius arquata) im westlichen Niedersachsen: Bevorzugte und gemiedene Elemente der Kulturlandschaft. In: Die Vogelwarte 37(1), 1-11.

van der Zande, A. N.; ter Keurs, W. J.; van der Weijden, J. (1980): The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. Biological conservation 18: 299-321.

Habicht *Accipiter gentilis* ID 23

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Habichte bauen ihre Nester (Horste) selbst, können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Sie verfügen bei hoher Reviertreue in der Regel über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden (BAUER et al. 2005, S. 328, FISCHER 1980, S. 53, 66). Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölz) im Umkreis von bis zu 100 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Habicht aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Habichte nächtigen / ruhen im Horst und in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitat: Idealerweise größere Gehölze, seltener Feldgehölze. Dringt teilweise auch in Städte vor (z.B. WÜRFELS 1994). Neststand in Kronen oder auf starken Ästen hoher Waldbäume (Nadel- und Laubbäume) in meist > 10 m Höhe (BAUER et al. 2005, S. 328, FISCHER 1980, S. 65).
- Nahrungshabitat: Reich strukturierte Landschaft mit hohem Vogelvorkommen und genügend Deckung, die der Habicht als „Überraschungsjäger“ bei der Nahrungssuche nutzen kann (Waldränder, Wälder mit Lichtungen, Parklandschaften mit Feldgehölzen, Baumreihen, Hecken usw.). Wichtige Nahrungstiere sind Vögel bis Hühnergröße und Säuger bis Hasengröße (BAUER et al. 2005 S. 328), wobei Habichte insgesamt flexibel und opportunistisch das jeweilige Beuteangebot nutzen können (KOSTRZEWA 2008).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Habicht potenzielle Horstbäume gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger etc.) zu achten.
- Maßnahmenfläche mit hohem Laub- oder Nadelholz, starkes Baumholz, starke Äste in > 10 m Höhe zur Horstanlage vorhanden.
- Im Aktionsraum des betroffenen Paares; möglichst nahe zum betroffenen Horst.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Habichte verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte mit anderen Arten beachten: Habicht als Prädator anderer Greifvogelarten; Habichte werden von Kolkraben (DREIFKE & ELLENBERG 1991) oder Uhus (KRÜGER 2009) verdrängt.

- Ggf. Konflikte durch menschliche Verfolgung beachten (z. B. HEGEMANN & KNÜWER 2005, HIRSCHFELD 2011).

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig resp. kontinuierlich bereit. Habichte können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Habichte große Aktionsräume haben und die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Jagd, BAUER et al. 2005 S. 327.) abhängt. Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Habichts, so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von BAUER et al. (2005 S. 327) und LWF (2009, S. 18) empfohlen werden

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (O2, O3.1.2, O3.1, W4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Habicht erbeutet seine Nahrungsstiere aus einem schnellen und wendigen Jagdflug unter Ausnutzung von Deckung. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitate für den Habicht, indem für seine Nahrungstiere günstige Strukturen (z. B. Hecken, Waldrandgestaltung) geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Habichts ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende, Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 500 m) im Aktionsraum empfohlen, je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr.

- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Habicht relevanten Nahrungstieren:

- Anlage und Pflege von Hecken (O3.1.2): Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Habichts durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigen Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).

- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen (O3.1): Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.

- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern (W4.1). Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumarten im Ausgangsbestand, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst". Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August, Abtransport des Mahdgutes. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.

- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Hecken, Baumreihen, Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZEIDLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahmen sind kurzfristig wirksam. Wissenschaftliche Nachweise zur Wirksamkeit liegen bezogen auf den Habicht nicht vor, die Maßnahmen sind jedoch von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Maßnahmen zu den Brutplätzen beinhalten im Regelfall keine aktive Komponente, so dass ihre Zulässigkeit im Einzelfall zu klären ist. Bezüglich der Nahrungshabitate sind im Aktionsraum des Habichts Maßnahmen zur Strukturierung durchführbar, die sich günstig auf die Nahrungstiere des Habichts und somit auch auf den Habicht selbst auswirken.

Angaben zur Priorisierung

- Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen: Nutzungsverzicht gegenüber Erhöhung des Erntealters ist zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

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

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF: Erhaltungsmaßnahmen für waldrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-waldrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf, Abruf April 2011

Dreifke, R.; Ellenberg, H. (1991): Der Kolkrabe als „Schutzschild" vor dem Habicht. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 2: 299-312.

Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.

Fischer, W. (1980): Die Habichte Accipiter. Die Neue Brehm-Bücherei Band 158. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 188 S.

Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.

Gruttke, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 367-376.

Hegemann, A.; Knüwer, H. (2005): Illegale Greifvogelverfolgung – Ausmaße und Gegenmaßnahmen am Beispiel Nordrhein-Westfalens. Berichte zum Vogelschutz 42: 87-95.

Hirschfeld, A. (2011): Illegale Greifvogelverfolgung in Nordrhein-Westfalen: Bericht für das Jahr 2010. Charadrius 47 (2): 79-86.

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

Kostrzewa, A. (2008): Nahrungswahl von Mäusebussard Buteo buteo und Habicht Accipiter gentilis - eine Metaanalyse rheinischer und europäischer Daten der letzten hundert Jahre. Charadrius 44 (1): 1-18.

Krüger, O. (2009):Common Buzzard, Goshawk, Eagle Owl: a natural experiment in Eastern Westphalia - Mäusebussard, Habicht, Uhu: ein natürliches Experiment in Ostwestfalen. In: M. Stubbe & A. Stubbe (Hrsg.): Populationsökologie Greifvögel und Eulenarten 6: 303-312.

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

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

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

Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

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

Würfels, M. (1994): Entwicklung einer städtischen Population des Habichts (Accipiter gentilis) und die Rolle der Elster (Pica pica) im Nahrungsspektrum des Habichts – Ergebnisse vierjähriger Beobachtungen im Stadtgebiet von Köln. Charadrius 30: 82-93.

Heidelerche *Lullula arborea* ID 24

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Die Heidelerche legt ihr Nest meist in kleinen Mulden am Boden zwischen vorjährigen Grasbüscheln an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Ortstreue ist v. a. bei den Männchen und bei Optimalbiotopen hoch ausgeprägt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 215., PÄTZOLD 1986 S. 56), wegen natürlicher Habitatveränderungen (Sukzession) kann es jedoch auch zu kurzfristigen Umsiedlungen kommen (ROTHAUPT & VOGEL 1996). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Die Heidelerche schläft zur Brutzeit in den Zweigen kleiner Gehölze oder im Gras. Ab August beginnen sich Kleintrupps zu bilden. Im September sind neben Einzelpaaren an Brutplätzen auch nahrungsuchende Trupps bis zu 50, Ende September/Oktober sogar Ansammlungen bis > 200 Exemplare zu beobachten, auch mit anderen Kleinvögeln zusammen (z. B. Feldlerchen, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S 222). – Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar (Rastvögel: räumlich dynamische Nutzung in Abhängigkeit von den angebauten Kulturen).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Die Heidelerche bevorzugt eine halboffene, strukturierte Landschaft mit sonnenexponierten, trockensandigen, vegetationsarmen Flächen (JÖBGES & WEBER in NWO 2002 S. 168). Typische Beispiele sind durch Beweidung, Brand, Kahlschlag oder Blößen (Windwurf, Schneisen usw.) geöffnete lichte Wälder mit mehrjährig gleichbleibender Kraut- und Strauchschicht (z. B. Heide, Trockenrasen). Die besiedelten Habitate können lokal unterschiedlich sein (z. B. KIECKBUSCH et al. 2000 in Schleswig-Holstein: nordwestlich Rendsburg v. a. Waldrand-Heide-Habitate und Aufforstungsflächen, bei Bad Segeberg Aufforstungsflächen und im südöstlichen Herzogtum Lauenburg Waldrand-Brache- und Waldrand-Acker – Habitate; LEGGE 2009 im Sauerland: Besiedlung von Weihnachtsbaumkulturen). In NRW sind die wichtigsten Lebensräume Heidegebiete und lockere Kiefern- und Eichen-Birken-Mischwälder mit offenen Pionierflächen (MILDENBERGER 1984 S. 140, JÖBGES & WEBER in NWO 2002 S. 168). Wichtige Habitatelemente sind (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 213):
- Warme, sonnige Hanglage, meist mit NE- bis Südexposition oder zumindest Windschutz und warmer Luftschicht in Bodennähe, günstig sind sandige (wasserdurchlässige und leicht erwärmbare), nährstoffarme Böden (BAUER et al. 2005 S. 137)
- Vorhandensein von Sing- und Beobachtungswarten (einzeln oder in Gruppen stehende, am liebsten niedrige blattlose Bäume mit horizontalen Zweigen, Sträucher, Reb- oder Zaunpfähle, Leitungsdrähte), der Verbuschungsgrad soll < 20 % betragen (SITTERS et al. 1996).
- Waldrandnähe: Waldränder als notwendiger Habitatbestandteil mit Funktion Fluchtraum (SCHAEFER & VOGEL 2000) und / oder Windschutz (DAUNICHT 1985 zit. bei RAGGER 2000). LEGGE (2009) fand im Sauerland jedoch auch waldrandferne Heidelerchenreviere. Vermutlich stellt der Waldrand ein besonderes Habitatelement für die Heidelerche dar, das ihre Ansiedlung begünstigt. An seine Stelle können jedoch lokal auch licht stehende Bäume, eine einzelne, hochgewachsene Baumreihe, ein Knick (ab 2-3 m Höhe) oder sogar eine Kiesgrubensteilwand treten (DAUNICHT 1985 für Schleswig-Holstein, zit. bei RAGGER 2000).
- Offenland (z. B. Heide, Halbtrockenrasen) mit niedrigwüchsiger Vegetation und freien Bodenflächen:
    - Vegetationsfreie Flächen oder zumindest eine lückige bis schüttere Grasflur für den Nahrungserwerb (bis ca. 5 cm, BOWDEN 1990), mit 10–30 cm hohen (Gras-) Büscheln in der Nähe offener Stellen als Neststandort und Schlechtwetterunterschlupf (BORNHOLDT & LUCAN 1993). Der Anteil an lückiger Vegetation in den Revieren liegt durchschnittlich zwischen 40 % (Vogel 1998 zit. bei RAGGER 2000) 45 % (MEßLINGER, 1999 S. 210, Bayern) und 55 % (ARLETTAZ et al. 2012, Weinberge in der Schweiz).
    - Nach VOGEL (1999 S. 100) benötigen Heidelerchen mind. 5-10 % freie Bodenfläche innerhalb ihres

Revieres (danach werden vermutlich andere Faktoren limitierend). Bis ca. 40-50 % vegetationsfreier Bodenflächen verringerte sich die Größe der Reviere (ebd. S. 101). PÄTZOLD (1986) gibt für sächsische Heidelerchenreviere (Kiefernaufforstungen) durchschnittlich 10 % sandige Bereiche an (weitere Flächen nur mit Moosen), RAGGER (2000) für Weinberge südlich Wien 8 %, MEßLINGER (1999, Bayern) 6 %.

- Günstig ist terrassiertes, hügeliges oder kleinkuppiges Gelände vor Talböden oder einförmigen weiten Ebenen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 213, PÄTZOLD 1986 S. 42). Bei RAGGER. (2000, Österreich) wurden große flache Bereiche trotz ansonsten vorhandener Habitateignung nicht besiedelt.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Maßnahmenumsetzung idealerweise in unmittelbarer Nähe zu bestehenden Vorkommen (je näher desto besser)

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von halboffenen Habitaten (W4, O1.1, O2.1, O2.2, O4.2, O4.3, O4.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Heidelerche bevorzugt eine halboffene, strukturierte Landschaft in sonniger Lage mit Sing- und Beobachtungswarten, Waldrandnähe und lückiger Vegetation. In der Maßnahme werden für die Heidelerche aktuell z. B. durch Verbrachung oder Verbuschung suboptimal ausgeprägte Habitate optimiert durch Entbuschung / Auflichtung, extensive Grünlandbewirtschaftung, Anlage von Ackerbrachen und Anlage von vegetationsarmen Rohboden-Flächen. Die lokal unterschiedlichen Vorzugsbedingungen der Art sind zu beachten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde etc.) zu achten.
- Warme, sonnige Hanglage mit Windschutz und warmer Luftschicht in Bodennähe
- Sandige (wasserdurchlässige und leicht erwärmbare), nährstoffarme Böden
- Verbrachte / verbuschte, ansonsten für die Heidelerche geeignete Standorte (z. B. verbuschte / gehölzdominierte Heideflächen, Halbtrockenrasen, Binnendünen, militärische Übungsanlagen);
- Dicht gewachsener Wald (-rand) zur Auflichtung oder unmittelbare Nähe zu einem Waldrand, günstig sind Bestände mit Kiefer, Eiche oder Birke (JÖBGES & CONRAD 1999 S. 38).
- kein Umbruch von Grünland für die Ackermaßnahmen.
- Idealerweise in unmittelbarer räumlicher Nähe zu vorhandenen Vorkommen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1,5 ha.
- Die von der Heidelerche besiedelten Habitate können lokal unterschiedlich sein (s. o). Die im Folgenden genannten Maßnahmenvorschläge sollen an die lokalen Bedingungen angepasst werden.
- Auflichtung / Entbuschung von dichten, wenig strukturierten Waldbeständen: Mindestgröße der Auflichtung 1 ha, Absenkung des Bestockungsgrades bis 0,3; anschließende Offenhaltung.. Dabei Erhalt einzeln stehender Bäume

und Büsche (RAGGER 2000).

- Weiterhin können auch (in anderem Rahmen angelegte) junge Aufforstungsflächen in die Maßnahmenkonzeption einbezogen werden. Diese weisen allerdings lediglich eine temporäre Eignung auf. Kiefernschonungen sind nach VOGEL (1999) für 5 Jahre geeignet (ähnlich PÄTZOLD 1986 S. 42 und BOWDEN 1990), Laubwaldschonungen für 2 Jahre. Heidelerchen geben junge Kiefern-Aufforstungen auf, wenn die Jungbäume > 1,5 m hoch werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 213). Die Reihenabstände zwischen den Bäumen sollen möglichst groß sein, weiterhin sollen offene Störstellen für die Nahrungssuche vorhanden sein (HÖLZINGER et al. 1999 S. 42). Fichtenkulturen werden tendenziell gemieden, wahrscheinlich wegen der zu dichten Struktur und zu intensiver Bodenbeschattung (PÄTZOLD 1986 S. 42).
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Bei flächigem Mangel an Gehölzen ggf. Nachpflanzung mit standortsgerechten Arten zur Strukturierung.
- Offenlandpflege: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Mosaikmahd von kleinen Teilflächen und / oder extensive Beweidung z. B. mit Schafen und Ziegen auf Heideflächen, Halbtrockenrasen o. a. Pflege von kurzrasigen Strukturen (bis ca. 5 cm) für die Nahrungssuche), weiterhin müssen im Revier auch höhere, vorjährige krautige (Gras-) Bestände bis ca. 30 cm für die Nestanlage vorhanden sein (s. o.). Ggf. können im Rahmen einer Schafbeweidung Stellen mit flachgründig-steinigem Boden stärker durch Schafe auf mehreren, über den Bestand verteilten Flächen beweidet werden (Abweiden bis zum „Steintrift"-Charakter) zur Schaffung von offenen Stellen (HÖLZINGER et al. 1999 S. 37).
- Weiterhin können bei Beweidung Pferchacker-Flächen von 0,1-1,0 ha Größe am Rande des Bestandes (z. B. bei Heiden) angelegt und in wechselnden Abschnitten mehrfach umgeackert werden (ebd.). Bei Schafbeweidung sind ggf. einzelne Ziegen zur stärkeren Gehölzkontrolle mitzuführen (MEßLINGER 1999 S. 215). Mahd ist insbesondere auf wüchsigeren Flächen geeignet, deren Aufwuchs nur durch mehrmalige, intensive (Schaf-) Beweidung zu kontrollieren wäre (MEßLINGER 1999 S. 215). Mahd und Beweidung sollen nicht in der Brutzeit (Zeitbruten bis Juli) durchgeführt werden.
- Schaffung von Waldrand-Brache- und Waldrand-Extensivacker-Habitaten auf nährstoffarmen (Sand-) Böden in unmittelbarer Nähe zu ansonsten geeigneten bzw. zu pflegenden Wäldern. Grundsätzlich sollen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die aufkommende Vegetation darf nicht zu dicht sein.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten).
    - In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen (Einsaaten entwickeln oft eine zu dichte Vegetation).
    - Beide Maßnahmentypen sollen durch randliche Schwarzbrachestreifen am Waldrand begleitet werden.
- Schaffung von vegetationsfreien, sandigen offenen Rohbodenbereichen (RAGGER 2000), z. B. durch Einbezug von unbefestigten Feldwegen oder Bodenabtrag (MEßLINGER 1999 S. 215) auf > 15 % der Reviergröße.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhaltung und Verhindern der Sukzession je nach Wüchsigkeit des Standortes. Gebüschanteil < 20 % (BAUER et al. 2005 S. 137), Erhalt von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche sowie von

vegetationslosen, sandigen Bereichen.

- Grünland / Acker: regelmäßige Pflege entsprechend o. g. Angaben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte mit anderen bedeutsamen (Wald-) Arten und dem Landschaftsbild beachten.
- Einige Maßnahmen des „naturnahen Waldbaus“ haben auf die Heidelerche und andere Arten, die auf ausgedehnte Lückensysteme angewiesen sind, negative Auswirkungen (KLAUS 2009). So profitierte die Heidelerche zumindest lokal von der Kahlschlagswirtschaft (z. B. KIECKBUSCH et al. 2000 für Bad Segeberg (Schleswig-Holstein), ROTHHAUPT & VOGEL 1996 für die Dübener Heide (Sachsen-Anhalt).
- Unter der Voraussetzung ausreichend großer, bewirtschaftungsfähiger Flächen kommt auch die Offenhaltung mittels (Wald-)Weide in Betracht. Dann sind mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei Auflichtungen vorhandener Gehölzbestände kurzfristige Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren nach Durchführung der Pflegemaßnahme. Heidelerchen sind in der Lage, sofort oder innerhalb weniger Jahre z. B. Windwürfe zu besiedeln (MALLORD et al. 2007, ROTHAUPT & VOGEL 1996 S. 232, VOGEL & FELDMANN 1997 S. 139).
- Bei Notwendigkeit von Ausmagerungen nährstoffreicher Standorte ist im Regelfall eine längere Zeitdauer bis zur Wirksamkeit nötig.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Heidelerche ist als Art, die Sukzessionstadien besiedelt (z. B. Windwürfe und Kahlschläge, BORNHOLDT & LUCAN 1993, MILDENBERGER 1984 S. 140), durch ihr hohes Kolonisierungspotenzial in der Lage, neu entstehende Habitatstrukturen kurzfristig (sofort oder innerhalb von 1 Jahr) zu besiedeln, wie dies auch in der Literatur belegt ist (MALLORD et al. 2007, ROTHHAUPT & VOGEL 1996 S. 232, VOGEL & FELDMANN 1997 S. 139).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur zahlreich empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005 S. 137, BORNHOLDT & LUCAN 1993, ELLMAUER 2005, HÖLZINGER et al. 1999, JÖBGES & CONRAD 1999, MEßLINGER 1999, VENNE 2003).
    - Für das südöstliche Herzogtum Lauenburg (Holstein) vermuten KIECKBUSCH et al. (2000), dass der dortige positive Entwicklungstrend mit dem vermehrten Angebot von nährstoffarmen Ackerbrachen zusammenhängt (entsprechende Empfehlungen z. B. bei NLWKN 2010 und SHLF 2009).
    - Nach MEßLINGER (1999 S. 212, Bayern) kam es auf den von Pflegemaßnahmen (Auflichten Kiefernwälder, Auf-den-Stock-setzen von früheren Nieder- und Mittelwäldern und Entbuschen mit regelmäßiger Pflege durch Beweidung oder Mahd) betroffenen Flächen zu einem Bestandsanstieg der Heidelerche, allerdings ebenso auf Vergleichsflächen ohne spezielle Maßnahmen. Entsprechend dem Ausgangszustand waren die Maßnahmen jedoch „mit hoher Wahrscheinlichkeit notwendige Voraussetzung für eine Wiederbesiedlung des Gebietes oder zumindest einzelner Reviere“ (ebd. S. 213, als Gründe für den Bestandsanstieg auch auf den übrigen Flächen ohne gezielte Maßnahmen werden Sturmschäden, der Neubau einer Bahntrasse und eine Vitalitätsminderung der Vegetation durch trockene Sommer diskutiert). RICHTER (1998 S. 33 f.) berichtet aus Unterfranken, dass gezielte Pflegemaßnahmen (Entfernung von Gebüschen, Aufweitung von Trockenrasenstücken, Schafbeweidung) zu einem raschen Bestandsanstieg führten (Beginn der Pflegemaßnahmen 1989, 1991 Verdoppelung des Bestandes). Bis 1993 erhöhte sich der Bestand in den 19 gepflegten Flächen von ursprünglich 3 auf 21 Paare, danach kam es auch zur Besiedlung von suboptimalen, noch nicht gepflegten Flächen. 1995 waren 30 Paare auf den gepflegten Flächen anwesend. Aufgrund ausbleibender Folgepflege sank der Bestand dann wieder. Die Orniplan AG Zürich (2006, Schweiz) berichtet von der positiven Auswirkung von Buntbrachen auf Heidelerchen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

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

Quellen:

Arlettaz, R.; Maurer, M. L.; Mosimann-Kampe, P. ; Nussle, S.; Abadi, F.; Braunisch, V.; Schaub, M. (2012): New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. Journal of Ornithology 153 (1): 229-238.

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

Bornholdt, G.; Lucan, V. (1993): Heidelerche, Lullula arborea (LINNÉ 1758). Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 11 S.

Bowden, C. G. R. (1990): Selection of foraging habitats by woodlarks (Lullula arborea) nesting in pine plantations. Journal of Applied Ecology 27: 410-419.

Ellmauer, T. (2005, Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 633 S.

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

Hölzinger, J.; Gatter, W.; Kramer, M.; Schön, M. (1999): Lullula arborea (Linnaeus, 1758), Heidelerche. In Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 3.1: Passeriformes – Sperlingsvögel (Teil 1). Ulmer-Verlag Stuttgart.

Jöbges, M.; Conrad, B. (1999): Verbreitung und Bestandssituation des Ziegenmelkers (Caprimulgus europaeus) und der Heidelerche (Lullula arborea) in Nordrhein-Westfalen. LÖBF-Mitteilungen 2 / 1999: 33-40.

Kieckbusch, J. J.; Romahn, K. S. (2000): Brutbestand, Bestandsentwicklung und Bruthabitate von Heidelerche (Lullula arborea) und Ziegenmelker (Caprimulgus europaeus) in Schleswig-Holstein. Corax 18: 142-159.

Klaus, S. (2009): Vogelschutz in Laubwäldern – was bringt die Biodiversitätsstrategie? Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 46 (3): 102-105.

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

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

Legge, H. (2009): Zur Brutverbreitung der Heidelerche Lullula arborea im Hochsauerlandkreis. Charadrius 45 (4): 213-218.

Mallord, J. W.; Dolman, P. M.; Brown, A. F.; Sutherland, W. J. (2007): Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. Journal of Applied Ecology 44: 185–195.

Meßlinger, U. (1999): Auswirkungen von Landschaftspflegemaßnahmen auf die Heidelerchenpopulation unterfränkischer

Trockenrasen. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz Heft 150: 203-217.

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

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Heidelerche (Lullula arborea). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 17.7.2011

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

Orniplan AG Zürich (2006, Bearb. M. Widmer): Schutz der Heidelerche auf dem Schaffhauser Randen. Eine Bilanz nach 9 Jahren Artförderung; Schlussbericht 1997–2005. Im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Kulturlandschaft Randen (KURA), 20 S.

Pätzold, R. (1986): Heidelerche und Haubenlerche. Die Neue Brehm-Bücherei Band 440. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 183 S.

Ragger, M. (2000): Siedlungsdichte und Habitatnutzung der Heidelerche (Lullula arborea) an der Thermenlinie (Niederösterreich). Egretta 43: 89-111

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

Richter, K. (1998): Auswirkungen von Pflegemaßnahmen auf den Brutbestand der Heidelerche (Lullula arborea) und Zippammer (Emberiza cia) in Trockenstandorten von Unterfranken. Acta ornithooecol. 4/1: 29-39.

Rothhaupt, G. & Vogel, B. (1996): Survival of Birds in Fragmented Landscapes. In: In: J. Settele, C. Margules, P. Poschlod & K. Henle (eds.): Species survival in fragmental landscapes. – Dordrecht, Boston, London (Kluwer Academic Publ.), S. 230-236.

Schaefer, T.; Vogel, B. (2000): Wodurch ist die Waldrandlage von Revieren der Heidelerche (Lullula arborea) bedingt – Eine Analyse möglicher Faktoren. Journal für Ornithologie 142: 335-344.

Schleswig-Holsteinische Landesforsten SHLF: Handlungsgrundsätze für den Arten- und Lebensraumschutz in Natura 2000-Waldgebieten der Schleswig-Holsteinischen Landesforsten AöR,, Stand 19.12.2008. In: Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (Hrsg. 2009): Arten- und Lebensraumschutz in Natura 2000-Landeswäldernm, S. 12 ff. www.forst-sh.de vom 18.5.2010

Sitters,H.P.; Fuller,R.J.; Hoblyn,R.A.; Wright,M.T.; Cowie,N.; Bowden,C.G.R. (19969: The Woodlark Lullula arborea in Britain: population trends, distribution and habitat occupancy. Bird Study 43 (2): 172-187.

Venne, C. (2003): Vorkommen und Habitatwahl der Heidelerche (Lullula arborea) im Landschaftsraum Senne in Nordrhein-Westfalen. Charadrius 39 (3): 114-125.

Vogel, B. (1999): Vegetationsfreie Bodenflächen in Revieren der Heidelerche (Lullula arborea) – Von der Habitatwahl zum Schlüsselfaktor der Habitatqualität. NNA-Beriche 3 / 1999: 98-103.

Vogel, B.; Feldmann, R. (1997): Schlagfluren und Waldheiden - Biotope für gefährdete Tierarten im Naturpark Dübener Heide. In: R. Feldmann et al. (Hrsgg.): Regeneration und nachhaltige Landnutzung. Konzepte für belastete Regionen, S. 137-141.

Kiebitz *Vanellus vanellus* ID 26

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Kiebitz legt sein Nest im Offenland am Boden oder auf Bulten im Grünland sowie auf Äckern an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Ortstreue ist meist hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005), allerdings besteht auch die Fähigkeit zu Umsiedlungen zumindest über kleine Entfernungen als Anpassung an Veränderungen an Kulturlandbrutplätze (BAUER et al. 2005 S. 435). Die Art kann bei günstigen Bedingungen kolonieartig brüten. Da die Jungvögel Nestflüchter sind, ist das engere Umfeld mit dem nach dem Schlüpfen zur Jungenaufzucht notwendigen Strukturen der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den Bereich der Nestanlage und den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flüggewerden der Jungtiere. In der Regel ist hierfür ein Raumbedarf von mind. 2 ha bzw. die gesamte genutzte Parzelle (ggf. in Kombination mit Nachbarparzellen z. B. bei Kiebitzbruten auf Acker, s. u.) um den Neststandort bzw. den „Revier“-Mittelpunkt abzugrenzen. Bei kolonieartigem Vorkommen ist die gesamte Kolonie zuzüglich der Nahrungshabitate als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen. Dabei ist zu beachten, dass die Brut häufig auf einem Acker stattfindet, die Jungenaufzucht dagegen meist im benachbarten Grünland erfolgt. Dabei können Wanderungen bis zu > 500 m zurückgelegt werden (ANDRETZKE et al. 2005).

Ruhestätte: Der Kiebitz nächtigt in der Regel am Boden. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Die Ruhestätte von Durchzüglern bzw. Rastbeständen ist im Steckbrief Limikolen - Rastvögel beschrieben. Darüber hinaus sind die Ruhestätten einzelner Individuen unspezifisch und räumlich nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Kiebitz: Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Kiebitz (im Folgenden nach GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999 S. 440 f.) bevorzugt als Brutplatz möglichst flache und weithin offene, baumarme, wenig strukturierte Flächen ohne Neigung mit fehlender oder kurzer Vegetation zu Beginn der Brutzeit. Auch während des Jungeführens ist niedrige Vegetation von entscheidender Bedeutung. Ihre tolerierte Höhe wächst mit abnehmender Dichte der Einzelpflanzen, wobei pflanzensoziologische Aspekte eine untergeordnete Rolle spielen. Für die Biotopwahl im Frühjahr, wenn die Endhöhe der Vegetation noch nicht erkennbar ist, scheint die Bodenfarbe ausschlaggebend: schwarze oder braune bis graugrüne Flächen werden lebhaft grünen vorgezogen. Weiterhin spielen auch Brutort- und Geburtsortstreue eine wichtige Rolle. Die auf wenige Faktoren zu reduzierenden generellen Biotopansprüche erklären die Vielfalt der heute besiedelten Biotope und die im Verlauf der letzten hundert Jahre großräumig erfolgte Umstellung hinsichtlich der Bodenfeuchtigkeit.
    - Die ehemals und z.T. auch heute noch im Kulturland zu beobachtende Vorliebe für hohe Bodenfeuchtigkeit ist in erster Linie im Zusammenhang mit den differenzierten Ansprüchen an die Vegetationshöhe zu verstehen: auf an moorigen Stellen, Überschwemmungsflächen oder hochgradig staunassen Böden ist die Vegetationshöhe im Frühjahr geringer als auf Kunstwiesen. Wirtschaftliche Eingriffe, wie Mähen von Wiesen, Weidebetrieb, Bearbeitung von Ackerland, können daher durch ihren Einflußss auf die Vegetationshöhe fehlende Bodenfeuchtigkeit bis zu einem gewissen Grad ersetzen, vor allem wenn Bodenbearbeitung die Erreichbarkeit der Nahrung fördert und die Härte trockener Böden dadurch kompensiert wird. Allerdings ist für den Neststandort die Erreichbarkeit der Nahrung keineswegs immer ausschlaggebend, wie auch Ansiedlungen auf Ruderalflächen, Ödländereien, Kies- oder Schotterbänken beweisen. In solchen Fällen liegen die Nahrungsflächen außerhalb der Nestumgebung; auch einer durch Heranwachsen der Vegetation ungünstigen Höhe zur Zeit des Schlüpfens kann durch Abwanderung begegnet werden (KOOIKER 2000 S. 341).
    - Die Vegetationshöhe zu Beginn der Brutzeit soll im Grasland 5-8 cm und in Getreideäckern 12-15 cm nicht überschreiten. SCHIFFERLI et al. (2009) fanden in der Schweiz bei 2/3 aller untersuchten Nester am Schlüpftag eine Vegetationshöhe von < 20 cm. Bei locker stehender Vegetation, die die Fortbewegung nicht behindert, können auch größere Höhen toleriert werden (z. B. Maisfelder bis

mehrere Zentimeter). Als Deckung und Schutz für die Küken sind auch (kleinflächig) höher bewachsene Strukturen in den Nahrungsgebieten oder direkt anschließend bedeutsam (MÜLLER et al. 2009 S. 329 f.).

- Die Amplitude der heute in Mitteleuropa besiedelten Flächen, deren Struktur den genannten Grobmerkmalen entspricht, reicht von nassen bis hin zu trockenen Standorten und umfasst z. B. Groß- und Kleinseggenrieder, Pfeifengraswiesen, Glatthafer- und Knaulgraswiesen, Viehweiden, Heideflächen, Magergrünland auf Flugplätzen, Ackerland (Wintergetreide-, Mais-, Futter- und Zuckerrübenfelder, Kartoffeläcker, Kleeschläge, Stoppelfelder und Brachäcker) sowie Industriebrachen (KOOIKER 2000). In Abhängigkeit von Vegetationshöhe und -dichte verschiebt sich das Verhältnis in den Anteilen der Siedler auf Grasland und Ackerflächen zwischen Erst- und Nachgelegen bzw. Früh- und Spätbruten.
- In NRW liegt der Anteil der Ackerbrüter bei knapp 90 % (GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005).
- Der Kiebitz nistet – wenn möglich – gesellig, die Nester stehen oft in Sichtkontakt. Die Neigung zur Koloniebildung ermöglicht eine gemeinschaftliche Verteidigung des Brutplatzes gegenüber Luft- und Bodenfeinden zusammen (BAUER et al. 2005 S. 436) (Einzelpaare haben geringere Abwehrmöglichkeiten und daher oft geringen oder keinen Bruterfolg).

Meidung von Vertikalstrukturen:

- In verschiedenen Untersuchungen wird für den Kiebitz (und andere Wiesenlimikolen) darauf hingewiesen, dass die Offenheit der Landschaft ein wichtiger Punkt in Bezug auf die Habitatwahl beider Arten ist (z. B. VAN DER ZANDE 1980). Dies wird meist mit der Meidung von Luft- oder Bodenprädatoren in Zusammenhang gebracht, da viele der im Grünland lebenden Prädatoren auf Hecken oder Feldgehölze angewiesen sind. Bei günstigen Habitatbedingungen werden Vertikalstrukturen ggf. toleriert. In der Regel sollen Maßnahmenflächen daher so angelegt werden, dass sie einen (weitgehend) freien Horizont aufweisen und keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofanlagen) in der Nähe von mind. 100 m aufweisen (fachtgutachterliche Einschätzung). OOSTERVELD & ALTENBURG (2005, zit. bei HÖTKER et al. 2007 S. 87) geben als Faustregel an, dass ein Wiesenvogelgebiet auf einer Fläche von mindestens 100 ha offen und unzerschnitten sein sollte.
  - Schwedische Forscher stellten beim Kiebitz fest, dass Nester, die weniger als 50 m von einem Baum, Busch oder einer Sitzstange entfernt waren, auf die sich gefiederte Nestfeinde hätten setzen können, einen geringeren Schlupferfolg hatten als Nester, die weiter als 50 m entfernt lagen. Eine Bevorzugung weithin offener Standorte bzw. ein dortiger höherer Bruterfolg wird auch z. B. von CHAMBERLAIN et al. (2009) angegeben. Kiebitze tolerieren aber in gewissem Maße Hecken und Einzelbäume, die ihren Brutstandort berühren oder sogar mehrseitig umgrenzen. So wurden auch kleinparzellierte, mehrseitig von Büschen, Bäumen, Wällen oder Feldgehölzen umsäumte Felder erfolgreich besiedelt. KOOIKER (2000 unter Bezug auf eigene Untersuchungen bei Osnabrück und BERG et al. 1992 für Schweden) vermutet, dass der Beutedruck durch Nesträuber in Stadtrandlage mit kleinparzellierten, gebüsch- und baumreichen sowie technischen Strukturen möglicherweise doch nicht größer ist als in der offenen Feldflur. Handtke (1995, S. 27) berichtet von einem strukturierten Gebiet in der Wesermarsch. Nach fünfjährigen Kartierungen zeigt sich, dass der Raum trotz vieler Strukturen von Kiebitz und Uferschnepfe fast im ganzen Bereich angenommen wurde. Diese Arten tolerierten die Strukturen, wenn die übrigen Rahmenbedingungen (z. B. hohe Wasserstände, Nahrungsangebot, keine menschlichen Störungen) optimal sind. JUNKER et al. (20006) fanden bei Kiebitz und Uferschnepfe eine Meidung von Feldgehölzen bis ca. 250 m, bei den Nachgelegen war dagegen keine Meidung erkennbar. Die Autoren interpretieren dies so, dass zum Zeitpunkt der Nachgelege kurzrasige Flächen selten sind und der Faktor „niedrige Vegetation“ eine größere Rolle für die Nistplatzwahl spielt als die Offenheit der Landschaft. Weiterhin kann es sein, dass je später ein Gelege produziert wird, umso eher sich die Wahl des Neststandortes an die Präsenz vorhandener Prädatoren anpasst.
  - KREUZIGER (2008) diskutiert das Meideverhalten mehrerer Wiesenbrüter bezüglich Freileitungen. Bei insgesamt widersprüchlichen Befunden sei eine Meidung bis ca. 100m möglich. Bei guter Habitatqualität waren die Meideeffekte vernachlässigbar, ansonsten können sie zum Tragen kommen (ähnlich HANDKE 1994).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Grundsätzlich sollen Maßnahmen möglichst nahe zu bestehenden Vorkommen umgesetzt werden.
- Kiebitze suchen für die Nistplatzwahl bevorzugt die Nähe von Artgenossen auf (JUNKER et al. 2006, KOOIKER &

BUCKOW 1997), was zur Bildung von kolonieartigen Brutstrukturen führen kann. Durch die gemeinschaftliche Verteidigung der Kolonie erhöhen sich die Chancen, Luft- und Bodenfeinde erfolgreich abzuwehren. Der Erfolg der koordinierten Feindabwehr ist jedoch in Frage gestellt, wenn die Koloniegröße auf unter 6-12 Paare abnimmt (SCHIFFERLI et al. 2009, MÜLLER et al. 2009). Für die Schweiz empfehlen MÜLLER et al. (2009 S. 347) im Optimalfall 10-30 ha, im Minimalfall 5-10 ha für Kiebitzschutzprojekte.

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland (G2.1, O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wichtiges Habitat vom Kiebitz ist feuchtes bis nasses, meist extensiv bewirtschaftetes Grünland. In der Maßnahme werden geeignete Grünlandbestände mit offenen zur Brutzeit wasserführenden, an den Ufern spärlich oder kurz bewachsenen Blänken und / oder Tümpeln hergestellt oder optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde, Modellflugzeugflieger etc.) zu achten.

- Maßnahmenstandorte mit (weitgehend) freiem Horizont; keine hohen, geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder, Siedlungen, große Hofanlagen) und Stromleitungen in der Nähe bis mind. 100 m (s. o.).

- Grünland- oder Ackerstandorte mit mittleren bis nassen Bodenverhältnissen, beim Kiebitz ggf. auch trockenere Standorte (siehe Artansprüche oben). Bestehende Grünlandstandorte mit Renaturierungsmöglichkeiten sind zu bevorzugen.

- In der Regel werden großflächige Grünlandkomplexe benötigt, da Einzelmaßnahmen für isolierte Paare nur bedingt sinnvoll sind, in der Regel minimal 10 ha Gesamtflächengröße. Das NLKWN (2009, Niedersachsen) empfiehlt für Kiebitz geeignete Gesamt-Maßnahmenräume von idealerweise > 500 ha.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die konkrete Flächengröße der Maßnahme richtet sich nach der lokalen Betroffenheit (Ausgleich mind. 1:1), der Anzahl der betroffenen Paare und den lokalen Bedingungen. Beachtung von ggf. erforderlichen Pufferzonen zur Störungsberuhigung oder Schaffung freier Sichtzonen. Es ist zu prüfen, ob eine Kombination mit der Maßnahme zum Prädatorenmanagement (s. u.) erforderlich ist.

    - Nach LANUV (2011) können beim Kiebitz auf einer Fläche von 10 ha 1 bis 2 Paare vorkommen, kleinflächig auch kolonieartige Konzentrationen. FLADE (1994 S. 555) geht von 1-3 ha Raumbedarf pro Paar aus. MÜLLER et al. (2009 S. 331, Schweiz) nehmen bei kolonieartigem Vorkommen pro Paar eine Fläche von 0,1 bis 0,5 ha an. Unter Bezug auf die Mindestgröße einer Kiebitzkolonie von 6-12 Paaren entsteht je nach Habitatqualität ein benötigter Raum von 0,6 bis 18 ha. Die Autoren empfehlen für die Schweiz im Optimalfall 10-30 ha, im Minimalfall 5-10 ha für Kiebitzschutzprojekte (ebd. S. 347).

- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Formblatt Extensivgrünland. Darüber hinaus sind für den Kiebitz speziell folgende Aspekte zu beachten:

- Wassermanagement: Zur Steigerung der Attraktivität von Grünländern für den Kiebitz ist das Anheben von Grabenwasserständen bzw. die Wiedervernässung der Flächen ein wichtiges Instrument. Grundsätzlich sollte der Oberboden innerhalb der Brutzeit zumindest in Teilen der Maßnahmenfläche weich / stocherfähig sein. Im Vorfeld

der Umsetzung ist eine genaue Prüfung der Standortverhältnisse notwendig, um die sachgerechten Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte festlegen zu können (z. B. Rückbau von Drainagen, Anstau von Gräben, Anpassung der Pumpleistung in Bergsenkungsgebieten, „Tieferlegung" von Flächen im Deichvorland und von anderen trocken gefallenen Flächen, aktive Bewässerung z. B. über Windradpumpen, Anlage von Blänken, LANUV 2011b S. 96). Die konkreten Grundwasserstände können nur im Einzelfall und artspezifisch festgelegt werden.

  - Bei Mineralböden (HÖTKER et al. 2007 S. 87) Beibehaltung / Wiederherstellung geeigneter Grundwasserstände mit partiellen und zeitlich begrenzten winterlichen Überstauungen (JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009). Werden lang andauernde, flächendeckende Überstauungen vorgenommen, so können sich diese in zweierlei Hinsicht negativ auswirken: Erstens wird durch solche Überstauung das Bodenleben abgetötet, was möglicherweise zu einer deutlichen Nahrungsverknappung führt (AUSDEN et al. 2001). Zweitens werden durch die Überstauung auch die Hauptbeutetiere (Feld- und Erdmaus) der meisten im Grünland lebenden Prädatoren getötet, was möglicherweise zu einem stärkeren Prädationsdruck auf die Wiesenvögel führt (JUNKER et al. 2006, vgl. Entwicklung und Pflege von Habitaten auf Industriebrachen / Kiesgruben).

  - Bei Feuchtwiesen (Binnenland) auf Standorten mit organischen Böden (Torf) ist die Wirksamkeit von Wasserstandsanhebungen sowohl für Wiesenvögel als auch für Feuchtwiesen- Pflanzengesellschaften aus verschiedenen Gründen eingeschränkt. Insbesondere der winterliche Überstau hat sich nicht immer als vorteilhaft erwiesen. Der Überstau kann zu Einschränkungen der Nahrungsverfügbarkeit der Wiesenvögel und auch der weiteren Pflegemöglichkeiten führen. Problematisch sind möglicherweise vor allem stark wechselnde Feuchtigkeitsbedingungen innerhalb eines Jahres, die die Bildung angepasster Zoozönosen verhindern. Wiesenvogeldichten sind auf Torfböden relativ gering (HÖTKER et al. 2007 S. 88). Empfehlenswert ist für diese Standorte anstelle von Überstauungen jedoch auch das Einstellen ganzjährig hoher Wasserstände, um die Rückquellung der meist stark degenerierten Torfe zu fördern und die Grundvoraussetzung für die Etablierung feuchtigkeitsliebender Lebensgemeinschaften zu schaffen (ebd.).

  - Das NLWKN (2009, Niedersachsen) gibt bzgl. der Grundwasserstände folgende artspezifischen Empfehlungen für den Kiebitz: Winterliche Überstauung (Dezember – März) mit sukzessivem Rückgang zum Frühjahr bis auf 40 cm unter Geländeoberkante, möglichst in Kombination mit größeren langfristig überfluteten Bereichen.

  - Erhalt/Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen zur Brutzeit (Blänken, Mulden, temporäre Flachgewässer, Gräben etc.: BOSCHERT 1999 S. 54, EGLINGTON et al. 2008, 2010: NLWKN 2009, NEUMANN 2011). Zur Vermeidung von Verlusten durch Ertrinken sind flache Ufer erforderlich (BOSCHERT 2008 S. 351, JUNKER et al. 2006, NLWKN 2009), d. h. vorhandene steilwandige Gräben sind im Profil abzuflachen. MÜLLER et al. (2009 S. 346) empfehlen bei Mulden und Teichen einen Böschungswinken von max. 1:10. - An den Blänken sind bei starkem Aufkommen z. B. von Flatterbinse oder Röhrichten Pflegeschnitte durchzuführen (BORN et al. 1990 S. 39, TISCHEW et al. 2002). In Nordirland wurden auf Grünlandflächen aufgewachsene Binsenbüschel zu Beginn des Jahres (Januar – Februar) mit Hilfe eines Freischneiders entfernt, um die Sichtverhältnisse für Bodenbrüter zu optimieren. In der Folge erhöhte sich die Anzahl der erfolgreich brütenden Kiebitze und Rotschenkel (ROBSON & ALLCORN 2006). KIPP (1982) empfiehlt die Anlage von 0,5 ha großen Blänken mit einer Tiefe von maximal 80 cm und einer buchtenreichen Ausformung. Bei maximaler Wasserführung sollte die offene Wasserfläche 0,1-0,5 ha betragen.

- Pflege des Grünlandes (Mahd / Beweidung): Grundsätzlich ist in der Regel ein Mosaikmanagement (Schaffung von einem Mosaik aus Wiesen-, Weide- und Mähweidenutzung bei gestaffelten Mähterminen / Beweidungsdichten), bei dem großflächige kurzrasige Bereiche mit (kleineren) höherwüchsigen Flächen abwechseln, sinnvoll, damit Nahrungsflächen und Versteckmöglichkeiten nahe beieinander liegen (NLWKN 2009; BORN et al. 1990 S. 40, MÜLLER et al. 2009 S. 346, LANUV 2011 S. 94 f.). Dies gilt insbesondere dann, wenn auf einer Fläche die Ansprüche mehrerer Arten erfüllt werden sollen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement). Das LANUV (2011) empfiehlt folgende artspezifischen Pflegetermine für den Kiebitz: kein Walzen nach dem 15.3., Grünlandmahd erst ab 15.06.; möglichst keine Beweidung oder geringer Viehbesatz bis 15.06.

  - Die konkrete Pflegeintensität ist an die lokalen Bedingungen – insbesondere die Wüchsigkeit des Standortes – und die artspezifischen Ansprüche an die Vegetation (s. o.) anzupassen. Einerseits soll

die Pflege nicht so intensiv sein, dass Verluste durch Mahd oder Beweidung (Tritt) auftreten. Andererseits kann eine zu extensive Pflege zu einem erhöhten Vegetationswachstum führen, was insbesondere für den Kiebitz als auf kurzrasige Strukturen angewiesene Art negativ ist (z. B. KÖSTER & BRUNS 2003, PEGEL 2002). Dies kann v. a. bei Flächen auftreten, die vorher als Intensivgrünland stark gedüngt wurden und somit eine hohe Wüchsigkeit aufweisen. In diesen Fällen ist zu prüfen, ob vor der eigentlichen Nutzung als Extensiv-Grünland eine Phase mit erhöhten Pflegeschnitten / Beweidung erforderlich ist, um die Nährstoffe / die Wüchsigkeit der Fläche zu reduzieren.

Wenn nachweislich in einer konkreten Fläche Kiebitze (o. a. Wiesenbrüter) vorhanden sind, kann auch eine frühere Mahd erfolgen. Ein solches Konzept verlangt allerdings einen höheren Betreuungsaufwand (JUNKER et al. 2006).

- Die Beweidungsintensität ist so zu regulieren, dass ein Teil der Weidefläche nie vollständig abgefressen wird, so dass neben kurzrasigen Nahrungsflächen auch höherwüchsige Versteckmöglichkeiten vorhanden sind (MÜLLER et al. 2009 S. 345). Eine hohe Beweidungsintensität kann zu starken Gelegeverlusten durch Tritt führen (DÜTTMANN et al. 2006, MÜLLER et al. 2009). Diese Verluste können durch eine Reduzierung der Weideviehdichte minimiert werden. Dabei verursachen z. B. Pferde höhere Verlustraten als Milchkühe (JUNKER et al. 2006), ebenso verursachen Jungrinder bei gleicher Dichte höhere Verlustraten als Milchkühe (BEINTEMA & MÜSKENS 1987 zit. ebd.). Die Verwendung von Großvieheinheiten (GVE) bei der Festsetzung von Weideviehdichten in Wiesenvogelgebieten wird deshalb den wissenschaftlichen Erkenntnissen nicht gerecht (JUNKER et al. 2006). Die Weideviehdichte muss den Gegebenheiten vor Ort angepasst sein. Nach SHRUBB (2007, zit. bei MÜLLER et al. 2009 S. 343) verursacht eine Dichte von einem Weidetier / ha wenig Probleme. Er empfiehlt, weniger Jungtiere und dafür mehr Alttiere einzusetzen, jedoch keine Schafe, da Kiebitze diese im Unterschied zu Rindern nicht vom Nest fernhalten können. Überstaute und sehr nasse Grünlandflächen werden vom Weidevieh besonders zu Beginn der Brutsaison bzw. der Beweidung gemieden. Damit erhöht sich der Weidedruck auf die verbliebenen weniger feuchten Bereiche, in denen sich häufig auch die Wiesenvogelgelege befinden (JUNKER et al. 2006).

- Düngung: Falls Flächen so mager werden, dass das Nahrungsangebot an Kleintieren für die Wiesenvögel abnimmt, ist eine mäßige Düngung, idealerweise als P-/ K - Düngung zu erwägen (NLWKN 2009).
  - Die Art des Düngers scheint Einfluss auf das Ansiedlungsverhalten von Kiebitzen zu nehmen. So führte in der Stollhammer Wisch die Frühjahrsdüngung mit Stallmist mehrfach in der Folge zu Ansiedlungen von Kiebitzen (und Uferschnepfen, JUNKER et al. 2006). Um die Diskrepanz zwischen Verzicht auf Düngung (um niedrige Vegetationsstrukturen zu schaffen) und Durchführung von (Festmist-) Düngung (um das Angebot von Kleintieren als Nahrungsangebot der Wiesenvögel) auszugleichen, können ggf. in der gesamten Maßnahmenfläche die einzelnen Parzellen unterschiedlich gedüngt werden (BEHRENS et al. 2007).

- Maschinelle Flächenbearbeitungen können (insbesondere auf konventionell bewirtschaftetem Grünland) z. T. starke Verlustraten hervorrufen. Eine große Gefahr geht vor allem vom Schleppen / Walzen aber auch von der Gülledüngung im zeitigen Frühjahr aus. Das Schleppen / Walzen kann im Extremfall zur Zerstörung aller Erstgelege führen. Deshalb sollte die landwirtschaftliche Frühjahrsbearbeitung der Flächen auf die Zeit vor der Legeperiode der Wiesenvögel, ab 15.03., beschränkt sein. Alternativ können Wiesenvogelgelege auch markiert und bei der Flächenbearbeitung ausgespart werden (vgl. Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt, JUNKER et al. 2006). Flächenhafte Mahd soll erst nach Flüggewerden der Jungen stattfinden (Ausnahme: Mosaikmahd mit kurzrasigen Streifen / Parzellen).

- MÜLLER et al. (2009 S. 345, Schweiz) schlagen bei sehr wüchsigen Standorten als Alternative zu länger dauernden Ausmagerungsphasen das Abschieben von nährstoffreichem Oberboden vor, wodurch gleichzeitig auch ein Mikrorelief mit flachen überstauten Senken geschaffen werden kann. Die Maßnahme wurde in der Schweiz bereits mehrfach erfolgreich für den Kiebitz umgesetzt (ebd. S. 336 f.). Teilweise wird auch oder zusätzlich ein Pflügen des Oberbodens zur Schaffung kurzrasiger Bereiche empfohlen.
  - In der Reussebene wurde jährlich ein Bereich von 50 x 80 m im Februar vor Ankunft der Kiebitze gepflügt und geeggt der von 1-2 Kiebitzpaaren angenommen wurde. SQUIRES & ALLCORN (2006) konnten die Ansiedlung von Kiebitzen (und Rotschenkeln) auf Grünland durch stellenweises zweijährliches Umpflügen (chisel ploughing) zur Schaffung von kleinen Erhebungen und Rasenstücken erhöhen (in Kombination mit Hebung des Grundwasserstandes und Beweidung durch Schafe und Rinder). Ähnlich zeigte sich bei WILSON (2005) ein positiver Effekt u. a. auf den Kiebitz durch Abschieben der Vegetation von Kalksteinbänken (limestone slag banks).

- Ggf. Rodung von Gehölzen, insbesondere wenn diese eine Sichtbarriere darstellen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Das Maßnahmenpaket erfordert eine umfassende (Standorts-) Planung, Betreuung und Pflege bezüglich der Wasserstände, der Offenhaltung durch Mahd / Beweidung und des (gelegentlichen) Entfernens von Gehölzaufwuchs.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- V. a. bei Betroffenheit mehrerer Wiesenlimikolen-Arten sind großflächige Maßnahmenflächen > 100 ha sinnvoll, um durch ein Mosaikmanagement bezüglich Bodenfeuchte, Wasserstand, Vegetationshöhen und –dichten den graduell unterschiedlichen Ansprüchen zwischen den Arten und auch innerhalb einer Art zu genügen. Die höherwüchsigen Flächen dürfen jedoch nicht das Prädationsrisiko erhöhen (Säume als Rückzugsräume für Bodenprädatoren, vgl. Prädatorenmanagement).
    - Kiebitzjunge bevorzugen kürzere Vegetation als Uferschnepfenjunge, da diese längere Beine haben (JUNKER et al. 2006, OOSTERVELD et al. 2011, PEGEL 2002), Kiebitze suchen für Nachgelege und Kükenaufzucht früh gemähte Flächen auf (JUNKER et al. 2006), Jungvögel von Uferschnepfe und Brachvogel können dagegen in den ersten Lebenswochen nicht stochern und sind somit auf blütenreiche (insektenreiche) Bestände angewiesen (B et al. 2007); die Küken der Uferschnepfe präferieren insektenreiche Nahrungsflächen mit mittlerer Vegetationshöhe von 15-25 cm, die Altvögel eher regenwurmreiche und kurzrasige Bereiche (STRUWE-JUHL 1999), Brut- und Rückzugsflächen der Alt-Brachvögel haben eine höhere Vegetation als die der Jungen, Staatliche Vogelschutzwarte Hessen, RLP, Saarland 1987), die Bekassine braucht „weicheren" Boden zum Stochern (AUSDEN et al. 2001)
- Mögliche Konflikte zum botanischen Feuchtwiesenschutz.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen (-pakete) können – bei vorhandener Grundeignung der Fläche – bereits im ersten Jahr erfolgreich sein (z. B. HANDKE 2004 zit. bei HABERREITER & DENNER 2006, hessischer Oberrhein: Kiebitz; MÜLLER et al. 2009 S. 341 Fraubrunnenmoos, Schweiz). Z. B. sind Kiebitze nicht auf das Vorhandensein einer bestimmten Pflanzengesellschaft angewiesen und können auch kurzfristig Äcker besiedeln. BOSCHERT (1999 S. 53, Renchniederung in der Oberrheinebene) berichtet von der Anlage einer Flutmulde im Grünland. Im Jahr nach der Anlage der Flutmulde hatte sich der Kiebitzbestand von vorher regelmäßig 3-4 Paaren auf 7-8 Paare verdoppelt. Auch HÖTKER et al. (2007 S. 5) weisen darauf hin, dass sich positive Auswirkungen von Maßnahmen auf die Wiesenvogelbestände v. a. in den Jahren nach der Umsetzung zeigten (danach teilweise nicht mehr aufgrund suboptimaler Folgeentwicklung).
- Aufgrund der meist hohen Reviertreue, um den Vögeln eine Raumerkundung / Eingewöhnung zu ermöglichen und um eine Etablierung der Vegetation zu erreichen, ist jedoch im Regelfall eine Vorlaufzeit von mind. 2 Jahren zu veranschlagen. Dies hängt auch davon ab, wie schnell sich ein erhöhter Grundwasserstand einstellen kann.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Kiebitzes sind gut bekannt. Positive Wirkungen der Maßnahmenpakete zur Habitatgestaltung im Grünland sind zahlreich belegt (z. B. HANDKE 1995; HIELSCHER 1999, JUNKER et al. 2006: MÜLLER 1989; MÜLLER et al. 2009, S. 333; NEUMANN 2011, PEGEL 2002; TESCH 2006), wobei sich aber teilweise eine Überlagerung durch andere ungünstige Faktoren wie Prädation zeigte (vgl. Prädatorenmanagement). Die Erfolgswahrscheinlichkeit ist aufgrund der umfassenden Untersuchungen dennoch als sehr hoch zu bezeichnen (auch RUNGE et al. 2010 S. 120).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering	☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig	☐
Belege	sehr hoch	☒	mittel	☐	gering	☐

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Acker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Kiebitze brüten seit mehreren Jahrzehnten regelmäßig auch auf Äckern. Gefährdungen ergeben sich durch den Verlust von Brutflächen infolge von Änderungen im Anbauverhalten, durch hohe Gelegeverluste infolge maschineller Bearbeitung insbesondere der Maisflächen sowie durch Nahrungsarmut in den ausgedehnten, strukturarmen, intensiv genutzten Ackerflächen (HEGEMANN et al. 2008). In der Maßnahme werden speziell auf den Kiebitz angepasste Maßnahmen auf Ackerflächen beschrieben.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Betroffene Kiebitzvorkommen auf Acker
- Kiebitzvorkommen in unmittelbarer Nähe
- Vorhandene Ackerflächen, kein Umbruch von Grünland in Acker für die Maßnahmen.
- Begünstigend für den Erfolg der Maßnahme ist die direkte Nachbarschaft zu Viehweiden, wohin die Kiebitze ihre Jungen führen können (LANUV 2011b S. 95, ansonsten kann es bei Austrocknung der Ackerböden zu einem Nahrungsmangel für die Küken kommen, SCHIFFERLI et al. 2009 S. 324). Für die „kiebitzorientierte“ Bewirtschaftung sollten möglichst feuchte oder nasse Äcker genutzt werden, diese sind ohnehin schwieriger und oft erst später im Jahr nutzbar und darüber hinaus für die Kiebitze besonders attraktiv (PUCHTA et al. 2009 S. 293, RÜCKRIEM et al. 2009 S. 147).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Nach den Angeboten des Vertragsnaturschutzes NRW (LANUV 2010 S. 16 f. bzw. THIELE 2009 für ausgewählte Kreise, Einbindung der Biologischen Stationen / ornithologischen Verbände in die Flächenauswahl erforderlich) sind zum Schutz brütender Kiebitze folgende Maßnahmenkombinationen einzeln oder kombiniert anzuwenden:
    - Bearbeitungsfreie Schonzeiten bei Mais-, Hackfrucht- und Gemüseanbau (Paket 4023): mindestens

einmalige flache Bodenbearbeitung zwischen 1. Januar und 21. März, Verzicht auf Bodenbearbeitung ab 22. März bis 5. Mai. Sofern witterungsbedingt eine Bodenbearbeitung zwischen 1. Januar und 21. März nicht möglich ist, können in Absprache mit der Bewilligungsstelle folgende Fristen vereinbart werden: bei Mais-, Hackfrucht- und Gemüseanbau mindestens einmalige flache Bodenbearbeitung bis 31. März und Verzicht auf Bodenbearbeitung zwischen 1. April und 15. Mai. Die Bewilligungsbehörde ist im Zeitraum zwischen 17. und 19. März über die nicht mögliche Bodenbearbeitung zu informieren. Es sollten aus den Vorjahren regelmäßige Brutvorkommen in maximal 500 m Entfernung zu der Maßnahmenfläche belegt sein und/oder es sollten in dem Maßnahmenjahr Beobachtungen balzender Kiebitze im Nahbereich vorliegen.

  - Schaffung von Nahrungs- und Brutflächen (Paket 4042): Einsaat von 6 - 12 m breiten Grasstreifen mit Horst-Rotschwingel (obligatorische Herbsteinsaat bis spätestens Ende September). Lage innerhalb eines Mais-, Hackfrucht- bzw. Gemüseackers (keine Randlage). Dauerhafte oder jährliche Einsaat. Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutzmittel; keine Nutzung, keine Pflegemaßnahmen. Es sollten aus den Vorjahren Brutvorkommen in maximal 1000 m Entfernung zu der Maßnahmenfläche belegt sein. Der mehrjährige Horst-Rotschwingel kann normalerweise 2-3 Jahre an derselben Stelle wachsen, ohne zu sehr von hochwüchsigen Gräsern bzw. Kräutern überwachsen zu werden. Danach ist in der Regel eine erneute Einsaat im Herbst nötig, um die Artenschutzfunktionen erzielen zu können. (Bei Paket 4042 Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten).

- In Anlehnung an die Untersuchungen von ILLNER (2007) im Kreis Soest sollen Ackerstreifen mind. 10 m breit sein und insgesamt eine Fläche von mind. 0,5 ha aufweisen. HEGEMANN et al. (2008) empfehlen die Anlage von kraut- und insektenreichen Schutzstreifen zur Verbesserung der Nahrungssituation und als Rückzugsraum. Bei der Ansaat z. B. von Buntbrachen darf die Saatgutmischung nicht zu hoch und dicht aufwachsen, sondern muss eine niedrigwüchsige bis lockere Vegetation gewährleisten (MÜLLER et al. 2009 S. 336, Schweiz).

- Erhalt/Schaffung von kleinen offenen Wasserflächen zur Brutzeit (Blänken, Mulden, temporäre Flachgewässer, Gräben etc., PUCHTA et al. 2009 S. 294). Zur Vermeidung von Verlusten sind flache Ufer erforderlich (JUNKER et al. 2006), d. h. vorhandene steilwandige Gräben sind im Profil abzuflachen. MÜLLER et al. (2009 S. 346) empfehlen bei Mulden und Teichen einen Böschungswinkel von max. 1:10 (vgl. auch Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Jährliche Pflege nach den o. g. Vorschriften. Die Lage der Fläche kann dabei rotieren.

- Nach Bedarf Entfernen von Gehölzen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Spritzen der Kulturen mit großen Maschinen wird von den Brutvögeln toleriert, Gelegeverluste sind selten. Mechanische Unkrautbekämpfung kann dagegen zu hohen Nestverlusten führen (KRAGTEN & DE SNOO 2007, zit. bei PUCHTA et al. 2009 s. 294).

- Bei CHAMBERLAIN et al. (2009) zeigte sich eine fördernde Wirkung von blanken Bodenstellen in den Äckern auf die Annahme durch Kiebitze.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist mit Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Kiebitzes auf Äckern sind gut bekannt. Äcker lassen sich „kiebitzorientiert“ bewirtschaften, in dem mit der Bestellung bis Ende Mai gewartet wird, so dass die Jungen der Erstgelege

schlüpfen und den Acker verlassen können. Begünstigend für den Erfolg der Maßnahme ist die direkte Nachbarschaft zu Viehweiden, wohin die Kiebitze ihre Jungen führen können.

- Es liegen mehrere Wirksamkeitsnachweise vor (siehe auch o. g. Quellen): Im Wauwilermoos (Schweiz) wurde 2009 erstmals die Bodenbearbeitung von über den Winter brach liegenden Feldern bis nach dem Schlüpfen der Kiebitzküken verschoben, was sich zusammen mit Gelegeschutzmaßnahmen positiv auf den Bruterfolg auswirkte (SCHIFFERLI et al. 2009). Positive Effekte von Extensivierungsmaßnahmen im Acker beschreiben auch CHAMBERLAIN et al. (2009), EYLERT & LANGE (2006), ILLNER (2008) und SHELDON et al. 2007.

- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein Monitoring unter Einbeziehung der der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege	sehr hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt (Av2.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Als flankierende Maßnahme zur Habitatentwicklung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) und zum Schutz vor landwirtschaftlicher Bearbeitung oder Viehtritt werden Nester mit Gelegen zunächst lokalisiert, dann durch Markierungen bzw. Körbe geschützt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Vorkommen der Zielart mit lokalisiertem Gelege auf einer landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Beispiel Programm „Förderung von Maßnahmen zur Entwicklung von Natur und Landschaft sowie zur Qualifizierung für Naturschutzmaßnahmen“ in Niedersachsen (MELTER et al. 2009):
    - Nestersuche: Auf Grünland und Acker werden die Nester von Wiesenlimikolen durch Gebietsbetreuer markiert und im Abstand von ca. 3 m mit Stöcken markiert.

- Gelegeschutz: Umfahren und Aussparen der Nester bei den Bewirtschaftungsschritten. Auf Acker kleinräumiges Umsetzen von Gelegen. Bei hoher Gelegedichte kommen auch flächenhafte Maßnahmen (Aussetzen einzelner Bearbeitungsgänge, verzögerte Einsaat, verzögerte Mahd) in Betracht.
- Gelegeschutz: Verzicht auf Schleppen und Walzen nach dem 15. März („Frühjahrsruhe").
- Kükenschutz: Vorsichtiges, langsames Mähen von innen nach außen und Begrenzung der Mähgeschwindigkeit auf max. 8 km / h bei einer Mähwerksbreite von max. 3 m.

- Beispiel Kiebitzschutzprojekt im Schweizer Wauwilermoos (SCHIFFERLI et al. 2009): Es wurden zunächst die Nester lokalisiert, in einer Distanz von 2 m beidseitig mit Stäben markiert und den Landwirten gemeldet. In einer ersten Phase des Projektes wurden beim Pflügen, Eggen und bei der Ansaat etwa 2 x 3 m große Flächen um das Nest ausgespart. In der zweiten Phase wurden die Nester bei den landwirtschaftlichen Arbeiten entfernt und nach Abschluss des Maschineneinsatzes wieder am alten Ort platziert. Beim Ausbringen von Pestiziden, Gülle oder Kunstdünger wurden die Nester mit Plastikeimern abgedeckt. Zum Schutz vor Prädation wurden die Felder mit Kiebitzbrutpaaren auch großflächig eingezäunt (s. u.).

- Bei Beweidung Beachtung der Tierarten: Gute Ergebnisse mit Gelegekörben konnten bei Schafen, Jungrindern, Milchkühen und Ochsen erzielt werden. Bei Bullen- oder Pferdebeweidung war diese Form der Gelegesicherung meist erfolglos. Die Körbe wurden selbst bei stabiler Fertigung zerstört. Im Falle der Pferdebeweidung besteht darüber hinaus für die Weidetiere ein nicht unerhebliches Verletzungsrisiko (JUNKER et al. 2006, Wesermarsch)

- Gelegeschutz im Grünland oder stark beweideten Flächen soll mit Elektrozäunung verbunden werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen.

- Wiederholung jährlich zur Brutzeit.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Hoher Bearbeitungs- und Betreuungsaufwand.

- Bei kleinräumiger Aussparung der Nestumgebung darf die umgebende Fläche aufgrund von mangelnder Deckung für die Jungvögel nicht negativ beeinflusst werden.

- Nach ROßKAMP (2005 S. 82) haben „langjährige Erfahrungen" gezeigt, dass die Nestermarkierung keine Signalfunktion für Prädatoren hat. MÜLLER et al. (2009 S. 347) empfehlen dagegen, (Kiebitz-) Nester nicht direkt aufzusuchen, um keine Spur für Beutegreifer zum Nest zu legen. Bei den Untersuchungen von KRAGTEN et al. (2008) deutete sich an, dass vor landwirtschaftlichen Bearbeitungsgängen geschützte Nester häufiger von Prädatoren aufgesucht wurden.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahme ist unmittelbar umsetzbar und sofort wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Der Erfolg von individuellem Gelegeschutz vor landwirtschaftlichen Tätigkeiten zahlreich belegt (KRAGTEN et al. 2008: Kiebitz, HÖNISCH & MELTER 2009: Kiebitz, Uferschnepfe, Brachvogel; HÖTKER et al. 2007 S. 5:

Wiesenbrüter; JUNKER et al. 2006: Kiebitz; MELTER et al. 2009, THIEN & THIENEL 2008: Kiebitz, RUNGE et al. 2010 S. A123: Kiebitz; SCHIFFERLI et al. 2009: Kiebitz). Die „Erfolge“ können jedoch durch hohe Prädationsraten überlagert werden (BOSCHERT 2008, KRAGTEN et al. 2008, THIEN & THIENEL 2008).

- Von einer Wirksamkeit der Maßnahme ist daher auszugehen. Die Maßnahme soll aber nur temporär (nicht dauerhaft) und nur flankierend zur Habitatgestaltung im Grünland (Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland) erfolgen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

4. Entwicklung und Pflege von Habitaten auf Industriebrachen / Kiesgruben (G2.1, O4.4, O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kiebitz kann lokal auch auf lückigen Ruderalflächen, Industriebrachen etc. vorkommen, soweit seine allgemeinen Habitatansprüche erfüllt sind (z. B. KOOIKER 2000, STREICHER 2000). Bei Betroffenheit von auf solchen Standorten vorkommenden Kiebitzen werden ähnliche Flächen, die jedoch aktuell für den Kiebitz z. B. aufgrund zu starken Vegetationsbewuchses suboptimal ausgeprägt sind, in ihrer Eignung optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Maßnahmenstandort in ausreichender Entfernung zu für den Kiebitz bedeutsamen Störquellen (vgl. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde, Modellflugzeugflieger etc.) zu achten.

- Vorhandene, in ihrer Eignung für den Kiebitz (Habitatansprüche s. o.) aufwertungsfähige Ruderalstandorte wie z. B. Industriebrachen oder Abbaugelände wie Kiesgruben (keine Neuanlage von Ruderalflächen, keine Zerstörung anderweitig naturschutzfachlich wertvoller Biotope).

- Die Bodenverhältnisse sollen eine möglichst langfristige Offenhaltung gewährleisten (z. B. durch Nährstoffarmut und / oder Grund- oder Stauwasser) und eine möglichst geringe Belastung mit Bioziden o. a. Giften aufweisen.

- Betroffene Kiebitzpaare auf Ruderalflächen oder Industriebrachen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.

- Schaffung übersichtlicher, nur spärlich bewachsener Flächen und einer lückigen, überwiegend kurzrasigen Vegetation durch Entfernung von Gehölzen, Zurückdrängen einer hohen und dichten Krautschicht, Abschieben des Oberbodens o. a.
- Günstig ist die Anlage von während der Brutzeit wasserführenden Flachgewässern (Blänken, vgl Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland), die die Kiebitze zum Trinken oder Baden aufsuchen können. Die Küken benutzen gerne die Ränder von kleinen Teichen, Tümpeln und Gräben, aber auch trocken gefallene Ackerpfützen und feuchte Schlammflächen, weil hier das Nahrungsangebot höher ist als auf den trockenen Parzellen (KOOIKER 2000 S. 340).
- Eine Bepflanzung der Standorte ist im Regelfall nicht notwendig (sondern eher kontraproduktiv).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen zur Herstellung offener Flächen sind im Regelfall kurzfristig nach Umsetzung bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt: Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme wird in der Literatur nicht genannt, ist jedoch von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

5. Prädatorenmanagement (Av6.1, Av6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Einfluss von Prädatoren auf bodenbrütende Wiesenvögel wird zumindest lokal als wesentliche Rückgangsursache angesehen (umfassende Übersichten in LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005; weiter z. B. JUNKER et al. 2006, RUNGE et al. 2010 S. A120). Hohe Prädationsraten können anderweitige Habitataufwertungen überlagern (z. B. BAUSCHMANN 2011, BIO Consult 2010, GRIMM 2005, FLETCHER et al. 2010, PUCHTA et al. 2009). In der Regel sind nachtaktive Raubsäugetiere für die Prädation verantwortlich (v. a. Rotfuchs und Wildschwein; weiterhin: Waschbär, Marderhund, Mink), aber auch Nagetiere und Vögel können in unterschiedlichem Maße als Prädatoren auftreten (z. B. Greifvögel, Rabenvögel, Möwen, Graureiher) (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, HÖTKER et al. 2007 S. 73 f; SIEFKE et al. 2010, THYEN & EXO 2004.), Nagetiere, indirekt auch Kleinnager über ihre Bestandszyklen (SCHRÖPFER & DÜTTMANN 2010).

Die Maßnahme umfasst ein aktives (Av 6.1) und passives (Av 6.2) Prädatorenmanagement, das die direkte Bejagung der Prädatoren, habitatsteuernde Maßnahmen oder einen (passiven) Ausschluss der Prädatoren durch Zäune vorsieht. Ein Prädatorenmanagement empfiehlt sich als ergänzende Maßnahme, wenn auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren bestehen und bekannt ist, welcher Prädator einen starken Einfluss auf welche Zielart hat.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Zur grds. Eignung (Offenheit u. a.) siehe Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland.
- Es bestehen auf der Fläche nachgewiesenermaßen hohe Dichten der Prädatoren. Es ist bekannt, dass und welcher Prädator einen starken Einfluss auf den Kiebitz hat.
- Es bestehen keine nahen „Quellhabitate“ von Prädatoren außerhalb der Maßnahmenflächen (z. B. keine stark kleinparzellierte Struktur mit hohen Randeffekten: MACDONALD & BOLTON 2008, PUCHTA et al. 2009), ideal sind Standorte, bei denen die Zuwanderung von Randflächen reduziert ist (z. B. Inseln, Halbinseln).
    - Bspw. konnte im Seebachtal (Schweiz) trotz Elektrozaun nur ein geringer Bruterfolg festgestellt werden. Als Ursache wird eine hohe Prädationsrate vermutet (die Fläche lag nahe einem Waldbereich, MÜLLER et al. 2009 S. 341). Die Autoren folgern, dass kleinere Flächen im Umfeld von Waldbereichen offenbar nicht von Elektrozäunen profitieren, da sich kleine Kiebitzkolonien nicht gegenüber (Luft-) Prädatoren erfolgreich wehren können.
    - KÖSTER et al. (2001 S. 128) vermuten die hohe Prädationsrate beim Kiebitz im NSG „Alte-Sorge-Schleife“ (Schleswig-Holstein) in hohen Randeffekten begründet: Das Feuchtgrünland des NSG wird von Intensivgrünland und feuchten Moorflächen umgeben. Bei sehr feuchten Bedingungen wurde das NSG möglicherweise von Erdmäusen vom Moor her besiedelt, in trockeneren Jahren von Feldmäusen aus dem Intensivgrünland. So stehen im NSG ständig Kleinnager als Nahrungsquelle für Prädatoren zur Verfügung, aber nur in einem so geringen Ausmaß, dass diese sich nicht ausschließlich von ihnen ernähren können. Auch EXO (2008) fand beim Rotschenkel im Jadebusen eine lokale Variation der Prädationsrate, die er auf die unterschiedliche Erreichbarkeit für Prädatoren zurückgeführt (Nähe von Deichen mit angrenzenden Baum- und Buschreihen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Aktives Prädatorenmanagement durch Bejagung / Tötung der Prädatoren durch erfahrene Berufsjäger, z. B. durch Verwendung von Kunstbauten oder Jungfuchsbejagung beim Rotfuchs. Die Verwendung von Giften ist zwar wirksam, aber aus rechtlichen Gründen problematisch (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 281).
- Passives Prädatorenmanagement (Bodenprädatoren) durch Körbe / Elektro-Zäune um das Nest oder die Nahrungshabitate zur Verhinderung der Prädation auf die Jungen (RICKENBACH et al. 2011, SMITH et al. 2011). Nach BOSCHERT (2008) ist es für den Maßnahmenerfolg wichtig, dass die Zäune aus mehreren quer verlaufenden und Strom führenden sowie senkrechten und nicht Strom führenden Litzen bestehen und eine Maschenweite von max. 15 x 15 cm aufweisen, Zäune mit wenigen, horizontal verlaufenden und Strom führenden Litzen zeigen offensichtlich keinen Erfolg. Idealerweise wird ein möglichst großer Raum um das Nest eingezäunt, um den nestflüchtenden Jungtieren möglichst lange einen Schutz vor Prädatoren zu geben (BOSCHERT 2008 S. 351 empfiehlt für den Brachvogel mind. 2 ha).

- Passives Prädatorenmanagement durch habitatsteuernde Maßnahmen:
    - Reduzierung von Gehölzen und höherwüchsigen Krautbeständen, die von Greifvögeln, Rabenvögeln, Säugetieren o. a. als Sitzwarten / Rückzugsräume genutzt werden können (JUNKER et al. 2006).
    - Rückbau von Strukturen die dem Rotfuchs als Behausung bzw. Tagesversteck dienen könnten (z. B. leerstehende Gebäude, JUNKER et al. 2006).
    - Großflächige Wiedervernässung mit dem Ziel, das Angebot an Kleinnagern als Nahrungsgrundlage für den Rotfuchs zu verringern. Die Wirksamkeit winterlicher Überstaumaßnahmen konnte in einigen Fällen gezeigt werden. Allerdings können die Überstauungen auch lediglich zu einer Verschiebung des Prädatorenspektrums (Fuchs zu Iltis und Mink) führen und sich negativ auf die Nahrungsverfügbarkeit v. a. der Bodentiere auswirken (HÖTKER et al. 2007 S. 75, vgl. Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland). Weiterhin gibt es auch Beispiele, bei denen selbst in von Gräben umschlossenen, großen Grünlandgebieten mit hohem Wasserspiegel Rotfüchse hohe Gelege- und Kükenverluste bei Wiesenvögeln verursachten. Dies kann damit zusammenhängen, dass die Wiedervernässung nicht notwendigerweise zu einem Nahrungsengpass für den Rotfuchs führt, da nun andere Beutetierarten wie Bisam oder Enten auftreten können. Weiterhin stehen Wühlmäuse – wenn diese durch die Überstauung dezimiert werden – nicht mehr als Nahrungsquelle für Raubsäuger zur Verfügung, wodurch sich der Prädationsdruck auf Bodenbrüter ggf. noch erhöht.
        - KEMPF (2005 zit. bei JUNKER et al. 2006) fand bei winterlichen Überstauungen von Grünland im Bremer Raum, dass der Erdmausbestand bei starken jährlichen Schwankungen abnahm und die geringe Kleinsäugerdichte für die Prädatoren bis zum Hochsommer kein attraktives Nahrungsangebot darstellte. Im August / September kamen die Erdmäuse dann aber wieder in mittleren bis hohen Dichten vor, so dass durch die Überschwemmungen im Untersuchungsgebiet die Prädatoren wahrscheinlich nicht dauerhaft verdrängt werden können.
- Passives Prädatorenmanagement durch Vergrämung / Repellentien, chemische Fortpflanzungshemmung: Diese Methoden befinden sich noch im Erprobungsstadium, es liegen (noch) keine gesicherten Erkenntnisse dazu vor. Die Maßnahmen sind noch nicht praxisreif (GRIMM 2005 S. 339, JUNKER et al. 2006, LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 283).
- Sofern noch nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Reduzierung von Freizeitnutzung, auch: starker Besatz mit Weidetieren): Die Wirkung der Prädation steht in Wechselwirkung mit den Eigenschaften des Lebensraumes. So konnte häufig beobachtet werden, dass Prädationsraten auf stark beweideten Parzellen höher waren als auf unbeweideten – vermutlich wegen mangelnder Deckung und vermehrten Störungen (HÖTKER et al. 2007 S. 73; SCHEKKERMANN et al. 2009 für die Uferschnepfe). Auch können Störungen durch Menschen zu einer erhöhten Prädationsrate führen, wenn durch die Störung der Zugang für die Prädatoren erleichtert wird (MÜLLER et al. 2009 S. 331).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Elektrozaun: Dauerhafte Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit der Einrichtung täglich bis wöchentlich zwischen Eiablage und Schlupf der Jungen (z. B. Freimähen, Prüfung der Batterien).
- Habitatsteuernde Maßnahmen: Aufrechterhaltung der Offenheit.
- Der Abschuss muss jährlich wiederholt (und mit großer Intensität) durchgeführt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Aktives Prädatorenmanagement kann zu Störungen von Ziel- und Nichtzielarten führen.
- Aktives Prädatorenmanagement und individueller Nestschutz (Auszäunungen) sind sehr personalaufwändig.
- Unterschiede bestehen in der Frage, ob eine aktive Reduzierung von Prädatoren, insbesondere von

Raubsäugern, nur lokal z. B. in Schutzgebieten seltener Bodenbrüter (HERRMANN 2009) oder generell und flächenhaft (KÖPPEN 1999, PROFT 2010, SIEFKE et al. 2010) anzustreben sei.

- BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann.

- Eine umfassende fachliche Vorbereitung beim aktiven Prädatorenmanagement ist einerseits notwendig, um den fachlichen Erfolg sicherzustellen. Zum anderen erscheint eine umfassende Planung und Begründung aber weiterhin geboten, um auch „weichen" Faktoren wie (tier-) ethischen Gesichtspunkten bei der Regulierung hochentwickelter Wirbeltiere begegnen zu können (z. B. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005 S. 280, LITTIN et al. 2004). V. a. im englischsprachigen Raum gibt es zur Behandlung dieser Thematik Ansätze (z. B. BROOM & BRADSHAW 2000, COWAN 2011, FOX et al. 2003, FRASER 2010, LITTIN 2010, MATHEWS 2010, PAQUET & DARIMONT 2010), weiterhin auch bei GORKE (2010), PIECHOCKI et al. (2004 S. 532) und PIECHOCKI (2010 S. 183 ff.).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Positive Wirkungen vom Prädatorenmanagement auf Bodenbrüter sind mehrfach belegt (z. B. FLETCHER 2010, MÜLLER 1997), andererseits muss Prädation nicht immer ein entscheidender Faktor sein (HÖNISCH & MELTER 2009), eine Prädatorenkontrolle muss auch nicht immer zu einem Bestandsanstieg der Zielarten führen (BOLTON et al. 2007).

- SMITH et al. (2011) kommen nach einer Literaturauswertung zu dem Ergebnis, dass Gelegeschutz durch Körbe oder Zäune in der Regel eine geeignete Maßnahme ist. Grundsätzlich wird der Einsatz von Elektrozäunen als positiv bewertet. Elektrozäune wirken jedoch nicht gegen flugfähige Prädatoren wie Rabenvögel, Greifvögel oder Möwen. Elektrozäune können im Einzelfall auch vom Fuchs o. a. überwunden werden (BOSCHERT 2008 S. 349, SCHIFFERLI et al. 2009 S. 323) und bieten ferner wahrscheinlich auch keinen Schutz gegen Kleinsäuger (abhängig von der Maschenweite), die ggf. auch als Prädatoren auftreten können. ISAKSSON et al. (2007) weisen darauf hin, dass durch Auszäunung geschützte Nester von Kiebitz und Rotschenkel zwar höheren Bruterfolg hatten, sie weisen jedoch auf erhöhte Prädationsraten brütender Altvögel beim Rotschenkel hin, die oft lange sitzen blieben, wenn ein Prädator sich näherte. Die Autoren empfehlen Auszäunungen für Arten, die das Nest bereits verlassen, wenn der sich nähernde Prädator noch weiter entfernt ist..Nach HGON (2009) erreichten durch die Elektrozäune und die Flutmulden 3 von 4 Brachvogelgelegen Bruterfolg, während in den Vorjahren kein Junges flügge geworden war. Nach BOSCHERT (2008, 2010) konnten durch Elektrozäune beim Brachvogel hohe Schlupferfolge und – teilweise – auch hohe Bruterfolge erzielt werden, wobei jedoch auch andere Faktoren (v. a. Witterung) eine Rolle spielten. Unklarheiten bestehen noch zu dem Aspekt, inwieweit ein erhöhter Bruterfolg durch die Maßnahmen auch zu einem Populationsanstieg führt. Positive Effekte von Auszäunungen gegenüber Bodenprädatoren belegen auch RICKENBACH et al. (2011, Kiebitz), KUBE et al. (2005 S. 304) und LANGGEMACH & BELLEBAUM (2005 S. 279 Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel).

- Die Entfernung von Gehölzen zur Reduktion des Prädatoreneinflusses durch Vögel (z. B. Rabenkrähe, Mäusebussard) / das Reduzieren von für den Rotfuchs potenziellen Versteck- oder Wurfbauflächen wird als geeignete (Teil-) Maßnahme eingestuft. Ob diese Maßnahme für sich allein ausreicht, ist im Einzelfall festzulegen und ggf. mit einem Monitoring zu begleiten.

- Zur Wirkung von Wasserstandsanhebungen zum Ausschluss von Bodenprädatoren liegen noch widersprüchliche Aussagen vor. Vermutlich ist ein wesentlicher Faktor die Größe der überstauten Fläche, so dass für randlich vorkommende Prädatoren ein „Puffer" entsprechend deren Aktionsraumgröße eingeplant werden muss. Die Maßnahme wird als grundsätzlich geeignet eingestuft, soll jedoch mit einem Monitoring verbunden werden.

- Tötungen von Prädatoren führten in vielen Fällen zu höheren Reproduktionsleistungen bei den Wiesenvögeln, aber nicht immer zu positiven Bestandsveränderungen. Einen Bestandsanstieg der Zielarten durch Prädatorenkontrolle führen z. B. FLETCHER et al. (2010) und MÜLLER (1997) an, während z. B. bei PUCHTA et al. (2009) keine Reduktion der Prädationsrate trotz intensiver Bejagung erreicht werden konnte und BOLTON et al. (2007) keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Zielarten fand. Nach HARTMANN (2002, zit. bei LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005) konnten Treibjagden, Falleneinsatz, Aufgraben von Wurfbauen, Einsatz

von Kunstbauten, chemische Duftkonzentrate u. a. teilweise nicht einmal auf kleinen Inseln wie der Greifswalder Oie (54 ha, 12 km vor der Küste) eine Freiheit von Bodenprädatoren gewährleisten. Möglicherweise war die Bejagung immer noch nicht intensiv genug. Aufgrund der starken regionalen Unterschiede im Umfang der Prädation von Wiesenvogelküken und -gelegen sowie den beteiligten Prädatoren ist die Entscheidung, ob ein Prädatorenmanagement sinnvoll ist oder nicht und wie dieses durchzuführen ist, eine Einzelfallentscheidung, die eine umfassende Planung voraussetzt. Nach LANUV (2011b, S. 111) kann eine Prädatorenbejagung in Einzelfällen zur Sicherung des Bruterfolges erforderlich sein, zunächst sollte aber ein Nachweis von Schäden erfolgen. Nach LANUV (ebd. S. 243) liegen die Hauptgefährdungsursachen von Bodenbrütern zumeist in Lebensraumverschlechterungen, daher sei ein eventuelles Prädatorenmanagement bestenfalls als lokale Zusatzmaßnahme und mit geringerer Priorität durchzuführen. Die Wirksamkeit einer Prädatorenbekämpfung ist vor allem an solchen Orten zu erwarten, an denen die freigewordenen Reviere nicht unmittelbar durch benachbarte Individuen aufgefüllt werden können, also etwa auf Inseln oder Halbinseln (HÖKTER et al. 2007 S. 74). Aktives Prädatorenmanagement ist (auch wegen teilweise widersprüchlicher Befunde) keine eigenständige vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, sie kann bei örtlicher Notwendigkeit jedoch andere vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen ergänzen. BOLTON et al. (2007) entwickelten ein Schema (für Kiebitz in Bezug auf Rabenkrähe und Rotfuchs), das als grundsätzliche Orientierung für ein aktives Prädatorenmanagement herangezogen werden kann. Die Maßnahme ist mit einem Monitoring zu verbinden.

- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 8.11.2011) besteht für Maßnahmen zum aktiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine geringe, für Maßnahmen zum passiven Prädatorenmanagement grundsätzlich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel (passive Maßnahmen) bis gering (aktive Maßnahmen); beide nur als flankierende Maßnahme

Fazit: Für den Kiebitz liegen zahlreiche Untersuchungen zur Durchführung von Maßnahmen vor. Danach lassen sich grundsätzlich vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen durchführen, für die jedoch – in unterschiedlichem Ausmaß – ein hoher Flächenbedarf, ein hoher Zeit- und Personalbedarf und umfassende Vorplanung bzw. Monitoring erforderlich sind.

Angaben zur Priorisierung:

- Die Entwicklung und Pflege von Habitaten im Grünland hat eine höhere Priorität als die Entwicklung und Pflege von Habitaten im Acker
- Schutz von Gelegen vor Verlusten durch landwirtschaftliche Bearbeitungsgänge oder Viehtritt: geringe Priorität

Quellen:

Andretzke, H., T. Schikore & K. Schröder (2005): Artsteckbriefe. In: P. Südbeck, H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 135-695. Radolfzell.

Ausden, M.; Sutherland, W.J.; James, R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macroinvertebrate prey of breeding wading birds. Journal of Applied Ecology 38: 320-338.

Bauschmann, G. (2011): Artenhilfskonzepte für Wiesenvögel. Der Falke 58 (8): 319-322

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

Behrens, M.; Artmeyer, C. & V. Stelzig (2007): Das Nahrungsangebot für Wiesenvögel im Feuchtgrünland. - Einfluss der Bewirtschaftung und Konsequenzen für den Vogelschutz. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 39 (11): 346-352.

BIO-Consult (Bearb. Kruckenberg, H.; Flore, B.-O.; Pfützke, S.; Melter, J. 2010): Avifaunistische Erfassung im Rahmen der Wirkungskontrolle des PROFIL-Kooperationsprogramms Naturschutz, Fördermaßnahme „Dauergrünland – handlungsorientiert“ in Teilbereichen der EUVogelschutzgebiete V65 Butjadingen, V06 Rheiderland und V14 Esterweger Dose im Jahr 2010. Untersuchung im Auftrag des NLWKN (Staatliche Vogelschutzwarte).

Bolton, M.; Tyler, G.; Smith, K.; Bamford, R. (2007): The impact of predator control on lapwing Vanellus vanellus breeding success on wet grassland nature reserves. Journal of Applied Ecology 44 (3), 534–544.

Born, N..; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz 9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 48 S.

Boschert, M. (1999): Bestandsentwicklung des Kiebitzes nach partieller Wiedervernässung und Extensivierung. Naturschutz und Landschaftsplanung 31(2): 51-57

Boschert M. (2008): Gelegeschutz beim Großen Brachvogel. In: Naturschutz und Landschaftsplanung 40 (10): 346-354.

Boschert M. (2010): Die Leiden des Großen Brachvogels – Gefährdung und Schutz eines Wiesenbrüters. Vortrag 2. Bayerische Ornithologischentage, Leipheim, 5.-7.2.2010. http://www.og-bayern.de/, Abruf 20.12.2010.

Broom, D. M.; Bradshaw, R. H. (2000): The welfare of deer, foxes, mink and hares subjected to hunting by humans: a review. Cambridge University Animal Welfare Information Centre, Cambridge.

Chamberlain, D.; Gough, S.; Anderson, G.; MacDonald, M.; Grice, P.; Vickery, J. (2009): Bird use of cultivated fallow “Lapwing plots´within English agri-environment schemes. Bird Study 56: 289-297.

Cowan, D. (2011): Rezension des Buches „Wildlife Damage Control: Principles for the Management of Damage by Vertebrate Pests”. Animal Welfare 20: 129-130.

Düttmann, H., Tewes E. & M. Akkermann (2006): Effekte verschiedener Managementmaßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen - Erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreis Cuxhafen, Wesermarsch). In: Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen. Band 32, S. 175-181.

Eglinton, S. M.; Gill, J. A.; Bolton, M.; Smart, M. A.; Sutherland, W. J.; Watkinson, A. R. (2008): Restoration of wet features for breeding waders on lowland grassland. Journal of Applied Ecology 45 (1): 305-314.

Eglington, S. M.; Bolton, M.; Smart, M. A.; Sutherland, W. J.; Watkinson, A. R.; Gill, J. A. (2010): Managing water levels on wet grasslands to improve foraging conditions for breeding northern lapwing Vanellus vanellus. Journal of Applied Ecology 47 (2): 451-458.

Exo, K.-M. (2008): Nationalpark Wattenmeer: Letzte Chance für Wiesenbrüter: Der Falke 55: 376-382.

Eylert, J. H. & T. Lange (2006): Förderprogramm „Artenreiche Feldflur“ – Erfolg auf dem Acker. LÖBF-Mitteilungen 4/2006: 38-42.

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

Fletcher, K.; Aebischer, N. J.; Baines, D.; Foster, R.; Hoodless, A. N. (2010): Changes in breeding success and abundance of ground-nesting moorland birds in relation to the experimental deployment of legal predator control. Journal of Applied Ecology 47 (2): 263-272.

Fox, N.; Rivers, S.; Blay, N.; Greenwood, A. G.; Wise, D. (2003): Welfare Aspects of Shooting Foxes. A study for the All Party Parliamentary Middle Way Group All Party Parliamentary Middle Way Group. c/o Lembit Öpik MP, House of Commons, London, 48 S.

Fraser, D. (2010): Toward a synthesis of conservation and animal welfare science . Animal Welfare 19 (2): 121-124.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1999): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 6. Charadriiformes (1. Teil): Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 839 S.

Gorke, M. (2010): Eigenwert der Natur. Ethische Begründungen und Konsequenzen. Hirzel-Verlag, 251 S.

Grimm, M. (2005): Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen des Großen Brachvogels Numenius arquata in den Belziger Landschaftswiesen (Brandenburg). Vogelwelt 126: 333-340.

Grüneberg, C. & H. Schielzeth (2005): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Kiebitzes Vanellus vanellus in NRW: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2003/2004. Charadrius 41: 178–190.

Handke, K. (1994/1995): Brutvogelbestandsentwicklung in einem Feuchtgrünlandgebiet der Wesermarsch. Eine Zwischenbilanz sechs Jahre nach der Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen (Teil I / II): Der Falke 41: 401-416; Der Falke 42: 22-28.

Haberreiter, B.; Denner, M. (2006): Neuanlage von artenreichen Wiesen und Weiden auf ehemaligen Ackerflächen. Erfahrungsbericht mit Beispielen aus Niederösterreich. Gutachten im Auftrag von Naturschutz Niederösterreich. 219 S. + Anhang.

Hegemann, A.; Salm, P.; Beckers, B. (2008): Verbreitung und Brutbestand des Kiebitzes Vanellus vanellus von 1972 bis 2005 im Kreis Soest (Nordrhein-Westfalen). Vogelwelt 129: 1-13.

Herrmann, C. (2009): Das „Möwenproblem“ im 20. Jahrhundert: Eine Darstellung der historischen Entwicklung in Deutschland sowie der Bestandslenkung an der Ostseeküste der DDR. Vogelwelt 130: 25-47.

Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON, 2009: Brachvogelschutz erhält Umweltpreis. http://www.hgon.de/ak_fb.htm, Abruf 15.7.2009

Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. Vogelwelt 120, Supplement: 261-271.

Hönisch, B.; Melter, J. (2009): Gezielte Artenschutzmaßnahmen für Wiesenvögel in der Agrarlandschaft (Neuenkirchen, Niedersachsen). Endbericht. Im Auftrag des Hegering Neuenkirchen, gefördert von der Deutsch Bundesstiftung Umwelt und der Naturschutzstiftung Landkreis Osnabrück.

Hötker, H.; Jeromin, H.; Thomsen, K.-M. (2007): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen, Endbericht. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU AZ: 22718. Bergenhusen.

Illner, H. (2007): Das Soester Ackerstreifenprojekt – eine Bilanz. ABU Info 30/31

Isaksson, D.; Wallander, J.; Larsson, M. (2007): Managing predation on ground-nesting birds: The effectiveness of nest exclosures. Biological Conservation 136 (1): 136-142.

Kooiker, G. (2000): Kiebitzbrutplätze in Mitteleuropa: Entscheidungen in schwieriger Situation. Der Falke 47 (11): 338-343

Junker, S.; Düttmann, H.; Ehrnsberger, R. (2006): Nachhaltige Sicherung der Biodiversität in bewirtschafteten Grünlandgebieten Norddeutschlands am Beispiel der Wiesenvögel in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen) – einem Gebiet mit gesamtstaatlicher Bedeutung für den Artenschutz. Endbericht, Hochschule Vechta, im Auftrag der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

Kipp. M. (1982): Artenheilsprogramm Großer Brachvogel. Merkblätter zum Biotop- und Artenschutz Nr. 11, LÖLF NRW, Recklinghausen.

Kooiker, G. (2000): Kiebitzbrutplätze in Mitteleuropa: Entscheidungen in schwieriger Situation. Der Falke 47 (11): 338-343

Kooiker, G. & C.V. Buckow (1997): Der Kiebitz. Flugkünstler im offenen Land. Sammlung Vogelkunde im Aula-Verlag. Aula-Verlag, Wiesbaden

Köppen, U. (1999): Artenschutz und Räubereinfluss – Naturschutz und Jagd brauchen einander. Naturschutzarbeit in Mecklenburg-Vorpommern 42 (1): 72-73.

Köster, H.; Nehls, G.; Thomsen, K.-M. (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (Vanellus vanellus) im Schleswig-Holstein. Corax 18, Sonderheft 2: 121-132.

Köster, H.; Bruns, H. A. (2003): Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem“? Berichte zum Vogelschutz 40: 57-74.

Kragten, S.; Nagel, J. C.; de Snoo, G. R. (2008): The effectiveness of volunteer nest protection on the nest success of Northern Lapwings Vanellus vanellus on Dutch arable farms. Ibis 150 (4): 667-673.

Kreuziger, J. (2008): Kulissenwirkung und Vögel. Methodische Rahmenbedingungen für die Auswirkungsanalyse in der FFH-VP. Vortrag auf der Vilmer Expertentagung „Bestimmung der Erheblichkeit und Beachtung von Summationswirkungen in der FFH-VP unter bes. Berücksichtigung der Artengruppe Vögel, 29.9.-1.10.2008

Kube, J.; Brenning, U.; Kruch, W.; Nehls, H. W. (2005): Bestandsentwicklung von bodenbrütenden Küstenvögeln auf Inseln in der Wismar-Bucht (südwestliche Ostsee): Lektionen aus 50 Jahren Prädatorenmanagement. Vogelwelt 126: 299-320.

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

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2011): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vögel. http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/liste, Abruf 13.10.2011.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011b) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.

Langgemach, T.; Bellebaum, J. (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126: 259-298.

Littin, K. E.; Mellor, J.; Warbuton, B.; Eason, C. T. (2004): Animal welfare and ethical issues relevant to the humane control

of vertebrate pests. In: New Zealand Veterinary Journal 52 (1): 1-10

Littin, K. E. (2010): Animal welfare and pest control: meeting both conservation and animal welfare goals. Animal Welfare 19: 171-176

MacDonald, M. A.; Bolton, M. (2008): Predation of Lapwing Vanellus vanellus nests on lowland wet grassland in England and Wales: effects of nest density, habitat and predator abundance. Journal of Ornithology 149 (4)

Mathews, F. (2010, Bearb.): Conservation and animal welfare: consensus statement and guiding principles. Conservation and Animal Welfare Science Worshop. Animal Welfare 19 (2): 191-192.

Melter, J.; Abing, B.; Hönisch, B. (2009): Eiersuchen für den Vogelschutz: Gelegeschutzprojekt in Niedersachsen. Der Falke 56: 144-148.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma, Beiheft 2: 181-195.

Müller, P. (1997): Risiken einer fehlenden Kontrolle von Fuchspopulationen für den Arten- und Naturschutz. - In: Ökologischer Jagdverein Bayern e. V. (Hrsg.): Hilfe (für die) Beutegreifer?! (Ergebnisse eines Seminars vom 7. Dezember 1996 in Nürnberg). Verlag Meyer, S. 69-103

Müller, W.; Glauser, C.; Sattler, T. & L. Schifferli (2009): Wirkung von Massnahmen für den Kiebitz Vanellus vanellus in der Schweiz und Empfehlungen für die Artenförderung. In: Ornithologischer Beobachter 106 (3), 327-350.

Neumann, H. (2011): Brutvogelbesiedlung einer ganzjährig extensiv beweideten Naturschutzfläche mit Gewässerneuanlagen. Corax 21 (4): 343-354.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Kiebitz (Vanellus vanellus). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 8 S., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 12.10.2011

Oosterveld, E. B.; Nijland, F.; Musters, C. J. M.; de Snoo, G. R. (2011): Effectiveness of spatial mosaic management for grassland breeding shorebirds. In: Journal for Ornithology 152: 161-170.

Paquet, P. C.; Darimont,C. T. (2010): Wildlife conservation and animal welfare: two sides of the same coin? In: Animal Welfare, Band 19, 2010, S. 177-190

Pegel, H. (2002): Naturschutzmaßnahmen und deren Auswirkungen auf den Brutbestand in der Fehntjer Tief Niederung. In: Wiesenvogelschutz in Norddeutschland und den Niederlanden. Zusammenfassungen eines Symposiums am 4. / 5. 9.2002 an der Hochschule Vechta. Sonderband der Vechtaer fachdidaktischen Forschungen und Berichte 7: 89.

Piechocki, R. (2010): Landschaft Heimat Wildnis. Schutz der Natur – aber welcher Natur und warum? Verlag C. H. Beck, München, 266 S.

Piechocki, R.; Eisel, U.; Haber, W.; Ott, K. (2004): Vilmer Thesen zum Natur- und Umweltschutz. Natur und Landschaft 79 (12): 529-533.

Proft, G. (2010): Zur Veränderung des Niederwildbestandes im Raum Jena. Artenschutzreport 26: 53-54.

Puchta, A.; Ulmer, J.; Schönenberger, A.; Burtscher, B. (2009): Zur Situation des Kiebitzes Vanellus vanellus im Vorarlberger Alpenrheintal. Ornithologischer Beobachter 106 (3): 275-296.

Rickenbach, O., M. Grüebler, M. Schaub, A. Koller, B. Naef-Daenzer & L. Schifferli (2011): Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing Vanellus vanellus chick survival. Ibis 153 (3): 531-542.

Robson, B.; Allcorn, R. I. (2006): Rush cutting to create nesting patches for lapwings Vanellus vanellus and other waders, Lower Lough Erne RSPB reserve, County Fermanagh, Northern Ireland. Conservation Evidence 3: 81-83.

Roßkamp, T. (2005): Direkter Gelegeschutz – eine einzelbetriebliche Schutzmaßnahme für den Erhalt von Wiesenvogel-populationen - Tagungsband Einzelbetriebliche Naturschutzberatung Witzenhausen. S: 80-85.

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten.

Schekkerman, H.; Teunissen, W.; Oosterveld, E. (2009): Mortality of Black-tailed Godwit Limosa limosa and Northern Lapwing Vanellus vanellus chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. Journal of Ornithology 150 (1): 133-145.

Schifferli, L.; Rickenbach, O.; Koller, A. & M. Grüebler (2009): Massnahmen zur Förderung des Kiebitzes Vanellus vanellus im Wauwilermoos (Kanton Luzern): Schutz der Nester vor Landwirtschaft und Prädation. In: Ornithologischer Beobachter 106 (3), 311-326.

Schröpfer, R.; Düttmann, H. (2010): Artenschutz mit Jagd und Mäusen – das Osnabrücker Prädationsmodell. Artenschutzreport 26: 1-7.

Siefke, A.; Klafs, G.; Görner, M. (2010): Das „Möwenproblem" im 20. Jahrhundert: Sechs Fragen als Replik zu Herrmann 2009 (Vogelwelt 130: 25-47). Vogelwelt 131: 219-223.

Sheldon, R. D.; Chaney, K.; Tyler, G. A. (2007): Factors affecting nest survival of Northern Lapwings Vanellus vanellus in arable farmland: an agri-environment scheme prescription can enhance nest survival: A spring/summer fallow agri-environment prescription improved Lapwing nest survival. Bird Study 54 (2): 168-175.

Smith, R. K.; Pullin, A. S.; Stewart, G. B.; Sutherland, W. S. (2011): Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? Biological Conservation 144 (1): 1-10.

Squires, R.; Allcorn, R. I. (2006): The effect of chisel ploughing to create nesting habitat for breeding lapwings Vanellus vanellus at Ynys-Hir RSPB reserve, Powys, Wales. Conservation Evidence 3: 77-78.

Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland/ (Hrsg. 1987): Biotop-Management des Großen Brachvogels - Numenius arquata - in Hessen. Merkblatt.

Streicher, R. (2000): Der Kiebitz in Luxemburg. Abschließender Bericht zu einer 1998 durchgeführten landesweiten Erfassung der Revierpopulation. Regulus Wiss. Ber. 18: 1-13.

Struwe-Juhl, B. (1999): Habitatwahl und Nahrungsökologie von Uferschnepfen-Familien (Limosa limosa) am Hohner See, Schleswig-Holstein. NNA-Berichte 12 (3): 30-41.

Tesch, A. (2006): Ökologische Wirkungskontrollen und ihr Beitrag zur Effektivierung der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung. Ergebnisse eines projektbegleitenden Monitoringprogramms zur Erweiterung des Containerterminals in Bremerhaven (CT III). In Meyer, F. (Hrsg.): Qualitätssicherung in der Eingriffsregelung – Nachkontrolle von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Dokumentation zum Workshop an der Internationalen Naturschutzakademie Vilm vom 23. - 26. Juni 2003. BfN – Skripten 182, 177 S.

Tischew, S.; Rexmann, B.; Schmidt, M.; Teubert, H.; Graupner, S.; Heymann, T. (2002): Langfristige Wirksamkeiten von Kompensationsmaßnahmen bei Straßenbauprojekten (FE-Nr.: 02.192/1999/LGB). Endbericht, Textteil. Forschungsprojekt im Auftrag des Bundesanstalt für Straßenwesen (BAST). Hrsg. Professor Hellriegel Institut e.V. Bernburg, Strenzfelder Allee 28, 06406 Bernburg: 511pp.

Thiele, U. (2009): Fördermaßnahmen in der Feldflur. Die Förderangebote des Vertragsnaturschutzes. Natur in NRW 3 / 2009: 14-16.

Thien, B.; Thienel, F. (2008): Dynamik im Wiesenvogelschutz in den Niederungen der Hümmlingbäche Marka, Mittel- und Südradde. Feuchtwiesen-Info 9: 4-7.

Thyen, S.; Exo, K.-M. (2004): Die Bedeutung von Salzrasen des niedersächsischen Wattenmeeres für die Reproduktion von Rotschenkeln Tringa totanus. In: MICHAEL-OTTO-INSTITUT IM NABU (2004): Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bergenhusen.(Tagung in Rendsburg 25.-26.2.2002) S. 20-26

Wilson, J. (2005): Removal of grass by scraping to enhance nesting areas for breeding waders at Leighton Moss RSPB Reserve, Lancashire, England. Conservation Evidence 2: 60-61.

van der Zande, A. N.; ter Keurs, W. J.; van der Weijden, J. (1980): The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long-distance effect. Biological conservation 18: 299-321.

Kleinspecht *Dendrocopos minor* ID 27

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Kleinspechte brüten in Baumhöhlen, die in weichholzige Stamm- oder Aststellen in der Regel jedes Jahr neu gebaut werden. Oft erfolgt die Anlage mehrerer Höhlen, von denen dann eine als Bruthöhle ausgewählt wird (HÖNTSCH 2001, WIRTHMÜLLER 2007). Der Kleinspecht hat einen relativ großen Aktionsraum auch zur Brutzeit (15-25 ha, in der Balzzeit > 130 ha, im Winter bis 250 ha, BAUER et al. 2005 S. 797). Balz, Paarung, Fütterung, erste Flugversuche und auch der Schwerpunkt der Nahrungssuche der Alttiere während der Jungenaufzucht finden schwerpunktmäßig im Revierzentrum statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher das Revierzentrum (nach Revierkartierung) in einer Flächengröße von ca. 25 ha abgegrenzt unter besonderer Berücksichtigung von Baumbeständen mit hohem Anteil von stehendem Tot- und Weichholz.

Ruhestätte: Kleinspechte nächtigen in Baumhöhlen, die zusätzlich zu den Bruthöhlen angelegt werden (HÖNTSCH 2001). Die Schlafhöhlen liegen oft am Rand des Aktionsraumes (www.kleinspecht.de). Außerhalb der Fortpflanzungszeit besetzt der Kleinspecht einen Aktionsraum, der meist deutlich größer als das Brutrevier ist. Eine besondere Höhlentreue ist für Schlafhöhlen nicht bekannt und aufgrund der geringen Haltbarkeit der Höhlen (Anlage in morschen Holzbereichen) auch nicht anzunehmen. Die Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Bruthabitat: Die Bruthöhle wird meist in Laubholz angelegt. Eine bestimmte Baumart wird dabei nicht bevorzugt, wichtig sind aber weiche / morsche Stellen zur Höhlenanlage, daher werden oft geschädigte Bereiche von Weichhölzer wie Erlen, Pappeln, Weiden oder Birken angenommen (WIRTHMÜLLER 2007), in Streuobstbeständen werden oft abgestorbene Äste der Obstbäume genutzt (HÖNTSCH 2001). Daneben ist der Kleinspecht eine typische Art der feuchten Eichen-Hainbuchenwälder (WEISS et al. 2007) und besiedelt auch Eichenalleen in halboffenen Landschaften, wenn die Kronen ausreichend Totholz aufweisen. Die Art zählt unter den Spechten zu den Totholzspezialisten (WEISS 2004).

- Nahrungshabitat: Der Kleinspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen, insbesondere mit Weichhölzern wie Pappeln und Weiden (auch zur Höhlenanlage) sowie Bäumen mit rissiger Rinde (z. B. Auwälder, Erlen- oder Weidenreihen an Gewässern, Parks, Streuobstbestände,). V. a. außerhalb der Brutzeit ist ein hoher Anteil an stehendem Totholz relevant: Entsprechend seiner geringen Körpergröße nutzt der Kleinspecht neben abgestorbenen Stammresten („snags“, OLSSON et al. 1992 S. 124) meist dünne Äste und Zweige mit einem Durchmesser von weniger als 10 cm von ansonsten lebenden Bäume (STEVERDING 2003, S. 145). Bei größeren, dichten und geschlossenen Waldbeständen beschränkt sich die Art meist auf die Waldrandzone, meidet aber insbesondere im Tiefland auch das Waldesinnere nicht (WEISS in NWO 2002, S. 164). – Außerhalb der Brutzeit tritt der Kleinspecht zur Nahrungssuche auch in anderen Laubholzbeständen auf, teilweise auch im Nadelholz, in Stauden oder im Schilfröhricht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 1106).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kleinspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen, insbesondere mit Weichhölzern wie Pappeln und Weiden sowie Bäumen mit rissiger Rinde (z. B. Auwälder, Erlen- oder Weidenreihen an Gewässern, Parks, Streuobstbestände, Ufergehölzstreifen). Wichtige Habitatelemente sind weichholzige, morsche Stellen oder abgestorbene Seitenäste und stehendes Totholz. Durch Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für den Kleinspecht dauerhaft gesichert und entwickelt. Der Totholzreichtum kann je nach Ausgangsbestand und Erfordernis z. B. durch Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Bestände mit aktuell hohem Habitatpotenzial für den Kleinspecht (Totholzanteil kann ggf. im Rahmen der Maßnahme erhöht werden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege: Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen)
- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz (insbesondere Laubholz). Die Laubbäume sollen bevorzugt weichholzige Arten sein (z. B. Birke, Erle, Pappel), da für diese Arten eine schnellere Zersetzung bzw. ein schnellerer Besatz mit Nahrungstieren des Kleinspechts anzunehmen ist. Neben der Förderung von mittlerem bis starkem Baumholz (OLSSEN et al. 1992) ab ca. 35 cm Brusthöhendurchmesser ist für den Kleinspecht auch die Förderung von schwächeren Qualitäten relevant (z. B. tote Seitenäste von ca. 5- 10 cm Durchmesser (STEVERDING 2003, S. 145) für die Nahrungssuche und ca. 15-20 cm für die Anlage der Bruthöhle, HÖNTSCH 2001). Die Maßnahme kann flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen umgesetzt werden.
    - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
    - Belassen von abgestorbenen Seitenästen bei Durchforstungen
    - Ringeln des Stamms
    - Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Altbäume nicht eingeschlagen werden.

- Auf den Maßnahmenflächen ist ein stetiges Habitatangebot zu erhalten. Dies kann ggf. die Förderung von weichholzigen Pioniergehölzen einschließen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.
- Förderung Totholz: Bei einem Ausgangsbestand mit hohem Anteil an Weichhölzern besteht nach fachgutachterlicher Einschätzung eine Wirkdauer innerhalb von bis zu 5 Jahren, ansonsten von bis zu 10 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Erhalt von Alt- und Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit bzw. sind bereits vorhanden. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Der Erhalt von bestehenden Altholzbeständen wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 798), CONZ (1997) und NLWKN (2009) vorgeschlagen. Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetrie) nachweisbar, da Kleinspechte große Aktionsräume haben. Die Maßnahme wird vom Typ her in der Literatur für den Kleinspecht oft genannt (z. B. BAUER et al. 2005 S. 798, CONZ 1997, NLWKN 2010). OLSSON et al. (1992) weisen für Schweden auf die hohe Bedeutung von Hochstümpfen („snags“) für Nahrungssuche und Bruthöhlenanlage des Kleinspechtes hin. HÖNTSCH (2001 S. 116) empfiehlt das Belassen von abgebrochenen Stümpfen bei Pappel und Birke, da diese häufig zur Höhlenanlage genutzt werden. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Förderung von weichholzigen, grobborkigen Baumarten (W7)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kleinspecht bevorzugt parkartige oder lichte Laub- und Mischwälder mit alten, hohen Laubbäumen, insbesondere mit Weichhölzern wie Pappeln und Weiden sowie mit hohem Totholzanteil (z. B. Auwälder, Eichen-Hainbuchenwälder, Erlen- oder Weidenreihen an Gewässern, Parks, Streuobstbestände, Ufergehölze). Zur Verbesserung des Habitatangebotes werden die entsprechenden Baumarten gezielt gefördert.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Waldränder, lichte Wälder, Parks (nicht im Inneren dichter, geschlossener Wälder)
- Mittelfristig ist aufgrund der klimatischen und bodenkundlichen Verhältnisse eine Entwicklung zu günstigen Strukturen zu erwarten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann als flächenhafter Bestand, als Baumgruppe oder als Einzelbäume umgesetzt werden.
- Förderung der Verjüngung geeigneter Baumarten (insbesondere Weichhölzer wie Weide, Birke, Erle) durch Neuanpflanzung; Duldung weichholzreicher Vorwaldstadien bei Durchforstungen / der Waldpflege.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Bei Pionierbeständen z. B. mit Birke und Pappel ist mittel- bis langfristig durch Auflichtungsmaßnahmen ein Fortschreiten der Sukzession / eine Veränderung der Baumartenzusammensetzung zu verhindern. Alternativ können die weichholzigen Pionierstadien auf andere, benachbarte Flächen verlagert werden, wenn die Ausgangsfläche aus dem Pionierstadium hinausgewachsen ist. Bei anstehenden Durchforstungen Belassen von Hochstubben zur Erhöhung des Totholzanteils (vgl. Anbringen von künstlichen Nisthilfen, Fräsen von Baumhöhlen).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Auch für schnellwachsende Pionierbaumarten wird eine signifikante Aufwertung in der Habitatqualität für den Kleinspecht erst langfristig (ab > 10 Jahren) erwartet.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind mittel- bis langfristig wirksam.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 798), CONZ (1997) und NLWKN (2010) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird entsprechend der Artökologie als hoch angesehen, jedoch besteht aufgrund der langfristigen Wirksamkeit lediglich eine Eignung als FCS-Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☐	mittelfristig ☒	langfristig ☒
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (FCS)

3. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Kleinspecht bevorzugt zur Anlage seiner Höhlen weichholzige, morsche Stellen in lebenden Bäumen sowie abgestorbene Bäume und Seitenäste. In der Maßnahme werden bei Mangel an potenziellen Höhlenbäumen gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen“) angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzzersetzenden Pilzen in schon vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume überwallen dagegen Stammverletzungen oft schnell.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände mit (wenigen) potenziellen Höhlenbäumen (Anforderungen siehe oben)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswerte wird pro Paar die Anlage von mind. 20 Höhleninitiale empfohlen.
- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzzersetzenden Pilzen). Anlage der Höhleninitialen in (weichholzigen, lebenden) Laubbäumen. Der Kleinspecht legt seine Höhlen meist in Höhen von 2-8 m an (BAUER et al. 2005, S. 799). Als Mindesthöhe für die Höhleninitialen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Höhleninitiale müssen (bis natürlicherweise weichholzige Stellen entstehen) immer wieder neu angelegt werden, da Kleinspechte oft (auch) jedes Jahr eine neue Höhle bauen und fertige Höhlen in weichholzigem, moderndem Holz nicht lange halten (PASINELLI 2007 für den Mittelspecht).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen" mit holzzersetzenden Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (Dryocopus pileatus und Picoides villosus), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitiale erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen im günstigen Fall kurz- bis mittelfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Kleinspecht nicht genannt. In Anbetracht der Artökologie ist die Maßnahme plausibel, es bestehen jedoch Prognoseunsicherheiten bezüglich einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. Lt. Bewertung im Expertenworkshop (7..11.2011, LANUV Recklinghausen) besteht daher lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☒

Fazit Eignung: gering

4. Anbringen von künstlichen Nisthilfen (Av 1.1), Fräsen von Baumhöhlen (Av3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Kleinspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden in ansonsten geeigneten Baumbeständen a) Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst oder b) Nistkästen angebracht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz.
- Grundsätzlich für den Kleinspecht geeignete Gehölzbestände (siehe oben) mit wenig potenziellen Brutbäumen.

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird empfohlen, pro Paar mind. 3 Höhlen in zu fräsen (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen anzubringen (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen).
- Die Nisthöhle ist natürlicherweise meist 10–18 cm tief und (8–) 10–12 cm weit und hat ein mehr oder weniger kreisrundes oder ovales Einschlupfloch von etwa 32 mm Durchmesser (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, S. 1107). Der Kleinspecht legt seine Höhlen meist in Höhen von 2-8 m an (BAUER et al. 2005, S. 799). Als Mindesthöhe für die künstlichen Höhlen werden 3 m empfohlen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen: keine, Neuanlage ca. alle 3-5 Jahre, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. im Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten, HÖNTSCH & PRINZINGER 2001).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um den Spechten eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.

- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Kleinspecht nicht genannt. Nach PASINELLI (2007) werden in den USA für den Kokardenspecht Picoides borealis erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt. Im Gegensatz zum Kleinspecht benutzt diese Art ihre Höhlen jedoch regelmäßig für mehrere Jahre. Entsprechende Daten für den Kleinspecht liegen nicht vor. Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Kleinspechts, Höhlen anderer Arten werden eher selten bezogen. Selbst bei grds. Annahme von künstlichen Baumhöhlen wäre daher wahrscheinlich nur eine temporäre Wirksamkeit gegeben. Nachweise von Kleinspechten in Nistkästen können als Ausnahme gelten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, S. 1107).

- Nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Kleinspecht auf (auch THOMAS et al. 1979 S. 77 für Spechte allgemein).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☐	gering ☒

Fazit Eignung: keine

Fazit: Für den Kleinspecht sind der Erhalt und die Pflege aktuell geeigneter Bestände sowie die Erhöhung des Totholzanteils in weichholzigen Beständen kurzfristig wirksame Maßnahmen (Eignung der Altholzmaßnahme als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären). Die übrigen Maßnahmen dauern länger, sind mit Unsicherheiten behaftet bzw. weisen keine Eignung auf.

Angaben zur Priorisierung:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

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

Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. Journal of Wildlife Management 66 (3): 625-633.

Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. Wilson Bull. 108(3): 449-456.

Conz, O. (1997): Kleinspecht – Dendrocopos minor. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Höntsch, K. (2001): Brut- und Schlafhöhlen des Kleinspechts Picoides minor. Abh. Ber. Mus. Heineanum 5 (2001), Sonderheft: 107-120.

Höntsch, K.; Prinzinger, R.(2001): Einstürzende Neubauten - Schlaf- und Bruthöhlen des Kleinspechts (Picoides minor). Journal für Ornithologie 142, Sonderheft 1: 182-223.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Kleinspecht (Dendrocopos minors). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff.,

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 11.05.2011.
NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.
Olsson, O.; Nilson, I. N.; Nilson, S. G.; Petterson, B.; Stagen, A.; Wiktander, U. (1992): Habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker Dendrocopos minor. Ornis Fennica 69: 119-125.
Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers Dendrocopos medius & D. major: implications for forest management and conservation. Biodiversity and Conservation 16 (4): 1283-1298.
Steverding, M. (2003): Spechte als ökologische Indikatoren in Natur- und Wirtschaftswäldern im Bialowieza-Wald (Ostpolen). Dissertation Universität Kassel.
Thomas, J. W.; Anderson, R. G.; Maser, C.; Bull, E. L. (1979): Snags. In: U.S. Department of Agriculture, Forest Service Bd. 553: Agriculture Handbook, Chapter 5, S. 60-77.
Walter S.T. & Maguire C.C. (2005) Snags, cavity-nesting birds, and silvicultural treatments in western Oregon. The Journal of Wildlife Management, 69, 1578-1591.
Weiss, J. (2004): Heimische Spechte und ihr Lebensraum: Unterschiedliche Ansprüche an Wald und Bäume. Falke 51: 68-73.
Weiss, J., Jöbges, M. & König, H. (2007): Spechtland Nordrhein-Westfalen. Förderverein Nationalpark Eifel e.V. (Hrsg.): Tagung der Projektgruppe Spechte in der DO-G 24.-26.3.2006, Tagungsband: 18-23.
Wirthmüller, R. (2007): Beobachtungen zur Brutbiologie und zum Verhalten des Kleinspechts Dryobates minor. Charadrius 42 (6): 110-119.

www.kleinspecht.de, Abruf 10.05.2011

Gründelenten Rastvögel:

Knäkente *Anas querquedula* ID 28, Krickente *Anas crecca* ID 29, Löffelente *Anas clypeata* ID 30, Pfeifente *Anas penelope* ID 36, Schnatterente Anas strepera ID 49, Spießente *Anas acuta* ID 55

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Ruhestätte:

„Weite Abgrenzung" ☒ „Enge Abgrenzung" ☐

Ruhestätte: Bei den Arten handelt es sich um Zug- und Rastvögel, die sich während der Frühjahrs- und Herbstrast oder während des Winters in der Regel in Trupps auf geeigneten Gewässern aufhalten. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rast- und Schlafplätze. Diese traditionellen Rast- und Schlafplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den ggf. räumlich davon abweichenden essenziell und regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius im Umfeld der Rastgewässer, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann.

Die Arten weisen in NRW folgenden Status auf (LANUV 2010): Rastvogel (Knäkente, Krickente, Löffelente, Spießente), Rast- und Wintervogel (Pfeifente, Schnatterente).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen

Habitatanforderungen

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

- Knäkente Rasthabitate: Feuchtgebiete mit Flachwasser- und / oder Schlammzonen sowie dichter Ufervegetation (Hochstauden, Weiden- oder Faulbaumgebüsche) und / oder Röhrichtvegetation, flache Seen, Moorgewässer, Rieselfelder und überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Knäkente ist tag- und nachtaktiv. Nahrungssuche meist seihend im Flachgewässer, Nahrung besteht aus Wasserpflanzen und -tieren (BAUER et al. 2005 S. 101).
- Krickente Rasthabitate: Nahrungsreiche, eutrophe Flachgewässer, z.B. Altarme, Rieselfelder, Klärteiche, Bergsenkungsgebiete mit flachen Überstauungsflächen, Heide- und Moorweiher, überschwemmtes Grünland sowie langsam fließende Gewässer und Abgrabungsgewässer (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Krickente ist tag- und nachtaktiv, im Winter tagsüber meist Ruhephase, nachts Nahrungsaufnahme. Nahrungssuche v. a. im feuchten Schlamm und Seichtwasser bis ca. 20 cm Wassertiefe, Nahrung pflanzlich und tierisch, im Winter v. a. Sämereien (BAUER et al. 2005 S. 92).
- Löffelente Rasthabitate: Feuchtgebiete mit flachen Wasserflächen, Abgrabungsgewässer und Seen mit flachen Uferbereichen, Rieselfelder, Bergsenkungsgebiet und überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Nahrungssuche v. a. durch Seihen im Wasser, gelegentlich tauchen bis 80 cm (BAUER et al. 2005 S. 105). Nahrung pflanzlich und tierisch, im Herbst und Winter v. a. pflanzlich (BAUER et al. 2005 S. 104).
- Pfeifente Rasthabitate: strömungsarme Buchten in Fließgewässern, Altarme, Abgrabungsgewässer mit angrenzendem Grünland (mit geringer Vegetationshöhe), Rieselfelder und überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Pfeifente ist tag- und nachtaktiv. Nahrungssuche erfolgt je nach Angebot, Störung oder Wasserstand vom (Flucht-) Gewässer aus auf Grünland weidend (meist nachts), zu Fuß auf Schlickflächen von der Wasseroberfläche oder gründelnd. Nahrung v. a. pflanzlich (Gräser, Wasserpflanzen, BAUER et al. 2005 S. 89).
- Schnatterente Rasthabitate: Abgrabungsgewässer und Seen mit flachen Uferbereichen, Altarme und langsam fließende Gewässer mit ausgeprägter, dichter Ufervegetation und Flachwasserzonen, Rieselfelder und Klärteiche mit ausreichendem pflanzlichem Nahrungsangebot sowie überschwemmtes Grünland (PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Schnatterente ist tag- und nachtaktiv. Die Nahrungssuche erfolgt seihend und gründelnd im Flachwasser. Nahrung v. a. im Winterhalbjahr pflanzlich (BAUER et al. 2005 S. 86).
- Spießente Rasthabitate: Flachgewässer wie Altarme, Rieselfelder und Klärteiche mit ausreichendem Nahrungsangebot, u.a. an Wasserpflanzen, strömungsarme Buchten in Fließgewässern sowie überschwemmtes Grünland

(PEITZMEIER 1969, MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Nahrungssuche überwiegend nachts, bevorzugt im Seichtwasser bis 30 cm, Gründeln bis 50 cm Wassertiefe. Nahrung pflanzlich und tierisch, im Herbst und Winter v. a. pflanzlich (BAUER et al. 2005 S. 99).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Flachwasserbereichen und periodisch überschwemmtem Dauergrünland (G1.2, G4.3, G6.2, O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die genannten Gründelenten bevorzugen als Rasthabitate insbesondere nahrungsreiche Flachwasserbereiche, darüber hinaus auch überschwemmtes Grünland. In der Maßnahme werden vorhandene Flachwasserbereiche optimiert oder neu geschaffen, ggf. in Kombination mit der Entwicklung und Pflege von winterlich periodisch überschwemmtem Dauergrünland.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Wassersport, Angelsport, Spaziergänger mit freilaufenden Hunden etc.) zu achten (z.B. GERKEN 1981, HÜBNER & PUTZER 1985, PUTZER 1985, 1989, REICHHOLF 1975, SÜDBECK & SPITZNAGEL 2001).
- Vorhandene Stillgewässer: Aufwertungspotenzial bezüglich Wasser- oder Ufervegetation und / oder Störungsberuhigung. Im Regelfall keine Verwendung von oligotrophen (nährstoffarmen) Gewässern (siehe unten).
- Neu zu schaffende Gewässer: Dauerhafte Wasserführung zur Entwicklung von Wasserpflanzen (und –tieren).
- Grünland: Offenland-Standorte mit Potenzial zu periodischer Überschwemmung (z. B. vorhandene Drainagen oder Gräben). Geeignete Standorte sind im Winterhalbjahr bzw. aus bei Hochwasser aufgenommen Luftbildern gut zu identifizieren (vegetationslose oder nasse Stellen im Grünland oder Acker).
- Idealerweise großräumige, offene Landschaften mit freien Sichtverhältnissen, Flussläufe mit weiträumigen Überschwemmungsflächen (NLWKN 2011 S. 12).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Arten bevorzugt an größeren Flachgewässern rasten, wird als Faustwert eine Fläche von mind. 1 ha empfohlen.
- Schaffung / Optimierung von Gewässern: Schaffung von Flachwasserzonen (Wassertiefe zwischen 5 und 50 cm variierend entsprechend den „Gründeltiefen“ der Arten), Entwicklung und Pflege der Ufervegetation (ggf. Auszäunung für Röhrichtentwicklung), Auflichten von dichten Ufergehölzriegeln zur Schaffung von Ruhezonen am Ufer
- Bei der Renaturierung von Fließgewässern gelten die Hinweise in der „Blauen Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel

6: Maßnahmen).

- Schaffung / Optimierung von periodisch überschwemmtem Dauergrünland mit kurzrasigen Bereichen, idealerweise im Rahmen der Wiederherstellung der Überschwemmungsdynamik in Auenbereichen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- In den Gewässern sind regelmäßige Maßnahmen nicht erforderlich, ggf. in unregelmäßigen Abständen Verhindern des Zuwachsens der Flachwasserbereiche außerhalb der Rastzeit.

- Für die Pflege des winterlich überschwemmten Dauergrünlandes ist eine, auf den Standort abgestimmte Nutzung als Wiese oder Weide erforderlich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte bei im Ausgangszustand nährstoffarmen Gewässern mit anderen Arten / Naturschutzzielen / der Wasserrahmenrichtlinie beachten: Ein extrem hohes Nährstoffangebot bis hin zum Umkippen des Gewässers (Polytrophie mit starker Gewässertrübung und Verschwinden von Wasserpflanzen) führt bei Gründelenten zu einer Abnahme (bis hin zum Verschwinden) der Nahrungsbasis. Eine mäßige Gewässerbelastung mit Nährstoffen kann für Gründelenten jedoch auch positive Auswirkungen haben, wenn dadurch die Nahrungspflanzen gefördert werden. Umgekehrt kann eine „bessere“ (nährstoffärmere) Gewässerqualität für diese Arten negativ sein (MEßER 2002: Abnahme Krickente bei der Kleinen Emscher nach Rückgang der Wasserpest durch Entkrautung und verringerte Abwassereinleitung).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind meist innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam (siehe die Literaturbeispiele unten).

- Optimierung vorhandener Gewässer: Für die Entwicklung einer geeigneten Ufervegetation als Rückzugsraum wird eine Zeitdauer von bis zu 5 Jahren veranschlagt.

- Neuschaffung von Gewässern: Eine Funktion als Ruhegewässer, bei dem sich die Tiere lediglich ausruhen, ist kurzfristig innerhalb von bis zu 5Jahren herstellbar. Für die Entwicklung einer Funktion als Nahrungsgewässer ist eine längere Zeitdauer von ca. 5 Jahren zu veranschlagen (Besiedlung v. a. durch Wasserpflanzen, ferner auch Wassertiere). Ggf. kann dieser Zeitraum durch Anpflanzungen und Einbringen von Wasserpflanzen (und ggf. auch Wassertieren) auf bis zu 5 Jahre verkürzt werden. Die Arten können lokal und / oder temporär ein Gewässer sowohl zur Nahrungssuche wie zum Ruhen nutzen. Daher ist zu prüfen, inwieweit beide Funktionen erfüllt sein müssen.

- Dauergrünland: Für die Herstellung von winterlich überstautem Dauergrünland wird eine Entwicklungszeit von bis zu 5 Jahren veranschlagt.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Die Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. Die grundsätzliche Wirksamkeit der Maßnahmentypen ist in der Literatur zahlreich belegt (z. B. BECKERS 2002, GRIMS 1963, KLOSE 2002, MEßER et al. 2011, RAMM & WOSEGIEN 2003, SCHÄFER 2010, TESCH et al. 2010, THIES 1992).

    - BECKERS (2002, S. 17) berichtet von einer groß angelegten Renaturierungsmaßnahme in der Lip-

peaue, dass bei Hochwasser das Gebiet „für seine großen Ansammlungen rastender Enten bekannt“ (Löffelente, Krickente, Spießente, Pfeifente) sei.

- GRIMS (1963) berichtet von der Besiedlung des Innstausees St. Florian. Die Bauarbeiten wurden im September 1961 abgeschlossen, im Laufe einiger Wochen füllte sich der Stauraum mit Wasser (Überstauung der „Reichsberger Au“ auf 1-3 m). Innerhalb kurzer Zeit kam es zu einem Bestandsanstieg bzw. zur Neubesieldung durch Wasservögel (während der Zugzeiten rasteten vorher meist nur für wenige Stunden Stockente, Tafelente, Krickente, Knäkente und Reiherenten). Während des Winters 1961/62 konnten am Stausee ständig beobachtet werden (Durchschnittszahlen): „300 Stockenten, 300 Tafelenten, 100 Reiherenten, 20 Krickenten, 20 Schellenten, Pfeifenten (selten), Knäkenten (selten), Löffelenten (selten) 400 Bläßhühner, 20 Zwergtaucher, 6 Gänsesäger.“

- Durch die Wiedervernässung einer ca. 9 ha großen Grünlandniederung bei Eutin (Holstein) entstand ein eutrophes Flachgewässer. In den folgenden 6 Jahren wurden u. a. rastende Löffelenten Pfeifenten, Krickenten, Knäkenten, Spießenten und Schnatterenten nachgewiesen. Das Flachgewässer hatte sich in dieser Zeit zu einem Brut- und Rastgewässer regionaler Bedeutung (auch für andere Arten) entwickelt (KLOSE 2002).

- In der Rheinaue Walsum (VSG Unterer Niederrhein, NRW) etablierte sich Anfang der 1990er Jahre an Restbaggerseen ein Pfeifentenrastplatz, nachdem die Verfüllung in diesem Bereich bereits abgeschlossen war. Günstig für die Pfeifenten war die Kombination aus Grünland als Äsungsflächen und Gewässern, auf die sie sich bei Störungen zurückziehen konnten. (MEßER et al. 2011 S. 23).

- Nach RAMM & WOSEGIEN (2003) wurden großflächige Vernässungsbereiche (150 ha als Kompensation für einen Torfabbau im Aschhorner Moor bei Stade) während der Zugzeit von „große(n) Mengen an Kiebitzen (über 1000 Individuen), Bekassinen, Stock-, Krick-, Reiher-, Spieß- und Pfeifenten“ angenommen.

- SCHÄFER (2010) beschreibt für Südhessen von der Anlage von Flachwasserteichen in ehemaligen Tongruben. Die Gewässer wurden u. a. von Krickente, Knäkente, Löffelente und Schnatterente auf dem Durchzug angenommen.

- TESCH et al. (2010, Unterweser) schildern die großflächige (> 200 ha) Umsetzung eines Projektes zur Umwandlung von Grünland in ein Tidebiotop mit neu angelegtem Prielsystem. Die Maßnahmenflächen wurden von mehreren Rast- und Gastvögeln angenommen und haben mindestens landesweite Bedeutung für Pfeifente, Schnatterente und Löffelente. Ihre Attraktivität erklärt sich nach den Autoren durch das Nebeneinander von Flachwasserzonen und niedrigwüchsigem Grünland sowie der Abwesenheit jeglicher Störungen (Jagdverbot).

- Mehrere, Ende der 1980er Jahre im Kreis Segeberg (Holstein) angelegte Klärteiche, wurden wenige Jahre später während der Zugzeiten von rastenden Enten (Löffelente, Schell- und Reiherente) angenommen. Schnatter- und Tafelente mieden die Gewässer jedoch, was möglicherweise mit anderen Nahrungsansprüchen zusammenhing (THIES 1992).

- Entsprechend dieser Erfahrungen besteht eine grundsätzliche Eignung der beschriebenen Maßnahmen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen. Sie erfordern jedoch im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit:

Für die Gründelenten besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Rasthabitaten.

Quellen:

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

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

Gerken, F. (1981): Auswirkungen des Wassersports auf bedrohte Naturvorkommen in der Oberrheinaue. - Beitr. Natur- u. Umweltschutz, H. 1: 11-12.

Grims, F. (1963): Die Besiedlung des neu entstandenen Innstausees St. Florian bei Schärding. Egretta 6 (1): 29-31.

Hübner, F. & D. Putzer (1985): Störungsökologische Untersuchungen rastender Kormorane an niederrheinischen Kiesseen bei Störungen durch Kiestransporte, Segel-, Surf- und Angelsport. - Seevögel, Sonderband 6: 122-126.

Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38.

Landesamt für Natur, Umwelt- und Verbraucherschutz NRW (LANUV 2010): ABC-Bewertungsschema Rastvögel / Wintergäste NRW (Gänse, Enten, Schwäne – Entwurfsfassung). Stand 28.12.2010. http://www.naturschutz-fachinformationssysteme-nrw.de/ffh-arten/de/downloads, Abruf 10.10.2011

Meßer, J. (2002): Die Kleine Emscher in Duisburg – ein bemerkenswerter Rastplatz für Krickenten (Anas crecca). Charadrius 38 (1): 1-8

Meßer, J.; Rovers, W.; Bernok, W. (2011): Auswirkungen von Bergsenkungen und Kiesabbau auf die winterlichen Wasservogelbestände in der Rheinaue Walsum. Charadrius 47 (1): 1-28.

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

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

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 2011): Lebensraumansprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen. Teil 2: Gastvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1 / 2011: 48 S.

Peitzmeier, J. (1969): Avifauna von Westfalen. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 31, Heft 3: 1-395.

Putzer, D. (1985): Angelsport und Wasservogelschutz in NRW. - Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 25: 65-76.

Putzer, D. (1989): Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit und Störung am Beispiel bestandsbedrohter, an Feuchtgebiete gebundener Vogelarten. - Schr.-R. Landschaftspfl. Natursch. 29: 169-194.

Ramm, G.; Wosegien, A. (2003): Aschhorner Moor und Königsmoor – Renaturierte Hochmoorflächen als Lebensraum für Vögel. Der Falke 50 (12): 378-382

Reichholf, J. (1975): Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogel-Schutzgebiet am Unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung und Entwicklung. - Schr.-R. Landschaftspfl. Natursch. 12: 109-117.

Schäfer, S. (2010): Die Vogelwelt des NSG Tongruben nach den Wiedervernässungsmaßnahmen des Fördervereins. Eine Zwischenbilanz 2010. Collurio 28: 24-34.

Südbeck, P. & Spitznagel, A. (2001): Freizeitnutzung, Sport und Tourismus. In: Richarz, K, Bezzel, E., & Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftspla-

nung 42 (7): 197-204.
Thies, H. (1992): Die Klärteiche im Kreis Segeberg - neue Wasservogellebensräume. Corax 14: 329-354.

Mäusebussard *Buteo buteo* ID 31

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Mäusebussarde bauen ihre Nester (Horste) selbst. Die Reviertreue ist hoch, die Bussarde verfügen innerhalb ihres Reviers in der Regel über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölz) im Umkreis von bis zu 100 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Mäusebussard in der Regel aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Mäusebussarde nächtigen / ruhen in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitat: Gehölze in Waldrandnähe (meist bis ca. 100 m, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 364) oder Feldgehölze, auch Baumgruppen, -reihen oder Einzelbäume als Nist- und Ruhestätte (MILDENBERGER 1982). Bei einer von 1987 bis 2005 durchgeführten Horstbaumkontrolle bei Schwerte (NRW) erwiesen sich Kiefer (24 %), Eiche (18 %), Fichte und Rotbuche (je 16 %) sowie Lärche (13 %) als besonders attraktiv (ACKERMANN & SKIBBE in SUDMANN et al. 2012). Die ersten 4 Baumarten werden auch bei MILDENBERGER (1982) aufgeführt.
- Nahrungshabitat: Niedrigwüchsiges, lückiges Offenland mit Grenzlinien. Bevorzugt werden reich strukturierte Landschaften mit einem Mosaik aus Freiflächen und Waldstücken, doch werden alle Lebensräume bis auf dicht bebaute urbane Bereiche und sehr große, vollständig geschlossene Wälder besiedelt (ACKERMANN & SKIBBE in SUDMANN et al. 2012).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mäusebussarde brüten meist am Waldrand oder in Feldgehölzen. In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Mäusebussard potenzielle Horstbäume gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Feldgehölze in der offenen Landschaft (Einzelfläche mind. 0,5 ha) oder bei geschlossenen Wäldern am Waldrand, da Mäusebussarde gerne in Waldrandnähe brüten (nicht weiter als 100m vom Waldrand entfernt).
- Gehölzbestand mit für den Mäusebussard geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm).
- Im Aktionsraum des betroffenen Paares; möglichst nahe zum betroffenen Horst.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Mäusebussarde verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den potenziellen Horstbäumen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes

erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurzfristige Wirksamkeit.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Mäusebussarde können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Mäusebussarde große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste).

- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass die Mäusebussarde bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Mäusebussard auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Mäusebussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist

sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
    - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Mäusebussards zu erhöhen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 366) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden. Feldwege o. a. lineare Saumhabitate weisen eine hohe Attraktivität für Mäusebussarde auf.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Mäusebussards bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche des Mäusebussards wird z. B. von DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ (2009) und FRANKE & FRANKE 2006 S. 342) angeführt.

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Beobachtungen an anderen Arten mit ähnlicher Jagdweise (ASCHWANDEN et al. 2005: Turmfalke, Waldohreule; GARRATT et al. 2011: Turmfalke; BIVER & CONZEMIUS 2010: Rotmilan) belegen eine hohe Habitateignung von kurzrasigen Flächen, die an Krautsäume / Altgrasbestände angrenzen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Extensivacker (O2.3) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Mäusebussard auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen schafft günstige Nahrungshabitate, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Mäusebussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden)
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme

- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
    - Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebene Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Mäusebussard. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme: Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland, möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
        - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
        - Ernteverzicht von Getreide (Paket im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz 4025),
        - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
        - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
        - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
        - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 366) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.
- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, auf denen der Mäusebussard Ansitz- und Bodenjagd betreiben kann.
    - BRABAND et al. (2006 S. 160) fanden beim Modellvorhaben „Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest“, dass der Mäusebussard die Maßnahmenflächen zwar häufiger als konventionelle Getreidefelder, insgesamt aber noch vergleichsweise selten aufsuchte. Dies wird damit in Zusammenhang gebracht, dass der Mäusebussard in hohem Maße auf offene Bodenflächen für den Nahrungszugriff angewiesen ist, was in den extensivierten Ackerstreifen nur bedingt war: So wurde festgestellt, dass die Brachestreifen nach der Bodenbearbeitung im März meist schon im Mai wieder so weit aufgewachsen waren, dass sie für den Bussard nicht mehr attraktiv gewesen sein dürften.
    - Auch für andere Arten mit ähnlicher Jagdstrategie wird darauf hingewiesen, dass Brachen bei hoher Wüchsigkeit der Bestände wegen des zunehmend hohen und dichten Bewuchses nur in den ersten 1-2

Jahren für Greifvögel und Eulen geeignet sind (z. B. KOKS et al. 2007: Wiesenweihe, S. 43, LOSKE 2009: Rotmilan, WUNTKE & SCHNEIDER 2003, S. 78:Schleiereule).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Mäusebussard zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche wird z. B. von DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ (2009) und FRANKE & FRANKE 2006, S. 342) angeführt. Für mehrere andere Greifvogelarten mit ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. WUNDKTE & SCHNEIDER 2003: Schleiereule; MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) sowie WENZEL & DALBECK (2011) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für Mäusebussarde im Winter.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Angaben zur Priorisierung:

- Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (Nahrungshabitate): Für den Mäusebussard ist die Ansitz- und Bodenjagd in extensivierten Äckern / Brachen im Regelfall schwieriger als in gemähtem Grünland (s. o.). Daher sollen für den Mäusebussard im Regelfall Grünlandmaßnahmen (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland) gegenüber Ackermaßnahmen (Entwicklung von Extensivacker und Brachen) favorisiert werden.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

Biver, G.; Conzemius, T. (2010): Die „territoriale Saison-Population“ des Rotmilans Milvus milvus in LuxemburgErfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete. Regulus Wissenschaftliche Berichte Nr. 25: 13-27.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

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

Driechirarz, R.; Driechiarz, E (2009): Vergleichende Untersuchungen zur Jagdstrategie ausgewählter Greifvogelarten und die damit verbundene Nutzungshäufigkeit verschiedener Landschaftselemente. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 167-179.

Franke, E.; Franke, T. (2006): Untersuchungen zu Veränderungen des Brutbestandes des Mäusebussards Buteo buteo im Zeitraum 1986 bis 2002 auf einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Kontrollfläche in Mecklenburg-Vorpommern. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 5: 337-356.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)

Garratt, C. M.; Hughes, M.; Eagle, G.; Fowler, t.; Grice, P. V.; Whittingham, M. J. (2011): Foraging habitat selection by breeding Common Kestrels Falco tinnunculus on lowland farmland in England. Bird Study 58 (1): 90-98.

Hötker, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhusen) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau). Manuskript. http://download.scientificcommons.org/51876 / Landbauf. Völkenrode 54: 251-260.

Koks, B. J.; Trierweiler, C.; Visser, E. G.; Dijkstra, C.; Korndeur (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier Circus pygargus? Ibis 149: 575-586

Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitate der Wiesenweihe Circus pygargus in einer mitteleuropäischen Agrarregion. Ornithologischer Anzeiger 47: 51-65.

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

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

Loske, K.-H. (2009): Ausgleichsflächen für den Rotmilan (Milvus milvus). Das Schutzkonzept der Stadt Horn-Bad Meinberg. Natur in NRW 4 / 2009: 33-36.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

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

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

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

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81

Wenzel, P.; Dalbeck, L. (2011): Stoppelbrachen als Lebensraum für überwinternde Vögel in der Zülpicher Börde.

Charadrius 47 (2): 73-78.

Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule Tyto alba. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

Mehlschwalbe *Delichon urbica* ID 32

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Die Mehlschwalbe brütet meist in Kolonien in selbstgebauten Nestern an der Außenseite von (landwirtschaftlichen) Gebäuden. Als Fortpflanzungsstätte wird die gesamte Kolonie abgegrenzt.

Ruhestätte: Im Anschluss an die Fortpflanzungszeit / während der Zugzeit bestehen Gemeinschaftsschlafplätze z. B. in Nadel- und Laubbäumen, Mauersimsen an Gebäuden, Brücken etc. Schlafplätze in Bäumen können mehrere Wochen genutzt werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 496). Solche traditionellen Schlafplätze werden inklusive eines Puffers von 50 m als Ruhestätte abgegrenzt. Weitere Ruhestätten einzelner Individuen sind unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Außenwände von Gebäuden, in Westfalen teilweise auch innerhalb von Gebäuden (Deele) (Brutstandort) (selten auch Felswände; LOSKE in NWO 2002; S. 176)
- Baumaterial für Nester: v. a. dünnflüssiger Lehm, feuchte Erde, ferner Pflanzenteile. Das Baumaterial wird meist von Pfützen oder Gewässerrändern mit offenem Boden entnommen.
- Offene Flächen für die Nahrungssuche inklusive solcher Standorte, wo die Nahrungstiere bei stürmischem / regnerischem Wetter niedrig fliegen (Klein-) Gewässer oder insektenreiche Feuchtgebiete als „Schlechtwetterhabitate“ im Umkreis von 500 m zur Kolonie, MENZEL 1996, S. 37).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1 Anbringen von Kunstnestern (AV1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Mehlschwalbe brütet meistens in selbst angefertigten Nestern an Gebäudewänden. V. a. bei Mangel an Baumaterial können Engpässe bei der Herstellung der Nester auftreten. Durch die Maßnahme werden der Mehlschwalbe artspezifische Nisthilfen angeboten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- In einer bestehenden Kolonie / an einem potenziellen Koloniestandort möglichst in der Nähe einer bestehenden Kolonie.
- Gewährleistung freien Anfluges (kein „Niedrigflug“ nötig, um Standort zu erreichen: Gefahr durch Prädation Hauskatze o. a.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Bei Betroffenheit von 1-10 Paaren werden pro Paar 2 artspezifisch geeignete Nistkästen angeboten (Fachhandel, Anleitung zum Eigenbau bei MENZEL 1996, S. 133). Bei > 10 Paaren werden rechnerisch 1,5 Nistkästen pro Paar angeboten, mind. jedoch 20.
- Mehlschwalben sind gesellig, daher keine einzelnen Nester anbringen, sondern mind. 6-10 zusammen (RUGE 1989, S. 83).
- Anbringungshöhe der Nisthilfen > (3) 4 m.
- Falls keine geeigneten Hauswände zur Verfügung stehen, können sog. „Schwalbenhäuser“ angeboten werden (LBV 2008, NABU Wettenberg o. J., www.schwalbenschutz.de)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Kunstnester sind grundsätzlich jahrzehntelang haltbar. Um einen starken Befall mit Parasiten entgegenzuwirken, sollen die Kunstnester mind. alle 2 Jahre außerhalb der Brutzeit gereinigt werden. (Bei natürlichen Nestern ist keine Reinigung notwendig.)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Anbringen von 20-30 cm breiten Schutzbrettern („Schwalbenbrettern“) unter der Nisthilfe, wenn die Verschmutzung am Boden problematisch ist. Der Abstand zu den Nestern und zum Dachüberstand sollte mindestens 60 cm betragen, da die Nester bei zu geringem Abstand nicht angenommen werden. Zudem besteht die Gefahr, dass z.B. Marder so die Nester erreichen können (www.schwalbenschutz.de)

- Für langfristige Wirksamkeit ist Akzeptanz bei Bevölkerung wichtig.
- Die Anlage von Schwalbenpfützen ist für Kunstnester nicht zwingend parallel durchzuführen, da die Nester bereits vorhanden sind. Sie ist trotzdem sinnvoll, um die Anlage natürlicher Nester in der Kolonie zu fördern.
- Konkurrenz mit Haussperling beachten (Haussperling kann Mehlschwalbennester besetzen).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von 1 bis 5 Jahren. Kunstnester können im ersten Jahr (BLÖMECKE 2000, NABU Wettenberg o. J.; LBV 2008) bezogen werden, lokal auch nach mehreren Jahren, wenn die Mehlschwalben das Beziehen von Kunstnestern „lernen" müssen (MENZEL 1996). Nach Annahme der ersten Kunstnester erfolgt die Besiedlung dann kurzfristig. Idealerweise werden die Kunstnester daher möglichst nahe zu einer bestehenden Kolonie angebracht (MENZEL 1996).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anbringen von Kunstnestern wird in der Literatur vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, BLÖMECKE 2000, JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, Übersicht bei MENZEL 1996 S. 33, WILLI et al. 2011). Die Wirksamkeit ist zahlreich nachgewiesen (ebd.; weiterhin HAUSEN & ISSELBÄCHER 1999), ebenso die Annahme von „Schwalbenhäusern" (LBV 2008, NABU Wettenberg o. J.) und kann bei bestehenden Vorkommen im nahen Umfeld als wissenschaftlich gesichert gelten. Daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme gegeben.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Schwalbenpfützen (G2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für die Anlage ihrer Nester benötigt die Mehlschwalbe feuchte Pfützen o. a. Flachgewässer mit offenem Boden (Lehm, Erde oder Schlamm). Durch die Maßnahme wird ein Angebot dieser Strukturen zur Nestbauzeit gewährleistet.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- In der Nähe einer Kolonie (bis ca. 500 m)
- Offener oder lückiger, lehmiger Boden (nach Befeuchtung dünnflüssig). Abdichtungen mit Folien o. a. sollen nicht durchgeführt werden.
- Freier Anflug ohne Gefährdungen durch Kollision o. a.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Durchmesser einer Schwalbenpfütze mind. (0,5) bis 1 m (RUGE 1989, S. 80). Es gibt keine weiteren begründeten Mengenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Bei 1-5 Paaren mind. 2 Schwalbenpfützen pro Paar oder eine entsprechend große Pfütze, bei > 5 Paaren rechnerisch 1,5 Pfützen, bei > 10 Paaren 1 Pfütze (oder jeweils eine entsprechend große geeignete Fläche).
- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Verwendung von Kunstnestern ist die Maßnahme nicht zwingend nötig, zur Anlage selbst gebauter Nester aber wünschenswert (s. Anbringen von Kunstnestern).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anlegen von Schwalbenpfützen wird in der Literatur empfohlen (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, MENZEL 1996 S. 33, NABU 2007). Die Annahme ist nachgewiesen (ebd., SELONKE 1993) und auch aus der Artökologie heraus plausibel, da die Mehlschwalbe unter natürlichen Verhältnissen für ihren Nestbau flexibel auf kurzfristig / temporär verfügbare geeignete Stellen reagiert.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 9.11.2011) besteht eine „hohe“ Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Mehlschwalbe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Kunstnestern: geringe Priorität

Quellen:

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

Blömecke, H. (2000): Kunstnester und Nestbau bei Mehlschwalben. Der Falke 47 (10): 312.

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

Hausen, G.; Isselbächer, K. (1999): Bestandsentwicklung der Mehlschwalbe (Delichon urbica) in einer Kunstnesterkolonie in Montabaur-Eschelbach (Westerwald) in den Jahren 1990 – 1999. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz, Beiheft 25, S. 241-247.

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

LBV Landesbund für Vogelschutz (2008): Ersatznester und Schwalbenturm Unterhaching / Stumpfwiese – Mehlschwalbe. http://www.lbv-muenchen.de/Projekte/gebauedebrut/Beispiel_N3.pdf, Abruf 8.3.2011

MAmS - Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (2000). Hrsg. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Abteiltung Straßenbau, Straßenverkehr.

Menzel, H. (1996): Die Mehlschwalbe Delichon urbica. Die Neue Brehm-Bücherei Band 548. Westarp Wissenschaften, Magdeburg, 158 S..

Naturschutzbund Deutschland (2007): Feldvögel - Kulturfolger der Landwirtschaft. Factsheets. http://www.nabu.de/tiereundpflanzen/voegel/tippsfuerdiepraxis/06475.html, Abruf 28.10.2011

NABU Wettenberg o. J.: Schwalbenschutz. Geschichte des Schwalbenhauses und Bestandsentwicklung der Mehl- und Rauchschwalben in Krofdorf-Gleiberg. http://www.nabu-wettenberg.de/nabu/krofdorf/krofdorf/schwalbenschutz.htm, Abruf 22.2.2011.

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

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

Selonke, W. (1993): Hilfestellung für Mehlschwalben. Der Falke 40 (1): 19.

Willi, T.; Korner-Nievergelt, F.; Grüebler, M. U. (2011): Rauchschwalben Hirundo rustica brauchen Nutztiere, Mehlschwalben Delichon urbicum Nisthilfen. Ornithologischer Beobachter 108 (3): 215-224.

www.schwalbenschutz.de, Abruf 22.2.2011

Mittelspecht *Dendrocopos medius* ID 33

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Mittelspecht brütet in selbstgebauten Höhlen, wobei in der Regel jährlich neue Höhlen in weichholzige Stellen angelegt werden. Da sich Brut- und Nahrungshabitate räumlich und strukturell nur wenig unterscheiden und der Mittelspecht eine kleinräumig agierende Spechtart ist, wird das ganze Revier als Fortpflanzungsstätte abgegrenzt.

Ruhestätte: Mittelspechte nächtigen in der Regel in Baumhöhlen. Die Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Außerhalb der Fortpflanzungszeit besetzt der Mittelspecht einen Aktionsraum, der meist deutlich größer als das Brutrevier ist. Eine besondere Höhlentreue ist für Schlafhöhlen nicht bekannt. Die Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Vorhandensein geeigneter Brutbäume: Laubbäume mit weichen (morschen) Stellen mit Brusthöhendurchmesser (BHD) > 20 cm (PASINELLI 2000) in einer Höhe von 5-15 m oder entsprechendes stehendes Totholz.
- Vorhandensein geeigneter Nahrungsbäume: Die Waldbestände weisen > 10 (großkronige) Alteichen (Quercus robur und Q. petraea) / ha mit > 35 cm BHD auf (BÜHLMANN 1993, MIRANDA et al. 2006, PASINELLI et al. 2008, NLWKN 2010, WERNER & STÜBING 2011 S. 318) oder entsprechende andere, rauborkige Laubbäume (z. B. Erle, WIRTHMÜLLER 2002; sehr alte Buchen, die in NRW nur punktuell vorkommen, KÖNIG 1998, JÖBGES & KÖNIG 2001).
- Grundsätzlich reichen bereits einzelne Alteichen auch in ansonsten jüngeren Beständen aus, um den Bestand als potenzielles Mittelspecht-Revier zu qualifizieren (WERNER & STÜBING 2011 S. 316 für Hessen; weiterhin bei hohem Totholzanteil auch SCHINDLER 1996 zit. bei RICHTER 1997, WICHMANN & FRANK 2003). In Obstbaumwiesen als „Waldsavanne“ kann der Mittelspecht Dichten wie in optimalen Eichenwäldern erreichen, obwohl im Vergleich zu Wäldern hier nur etwa ein Zehntel der Holzmasse vorhanden ist (GATTER & MATTHES 2008). Flächen mit Bäumen ohne Baumholzqualität sind ungeeignet (< 20 cm BHD).
    - Die oft beobachtete Vorliebe für Eichenwälder ist vermutlich insofern durch die Forstwirtschaft bedingt, als die grobe Borke der Eiche schon in einem relativ jungen Alter (ab 80-100 Jahre) genug Nahrungsmöglichkeiten bietet, während z. B. Buchenwälder erst ab einem Alter von ca. 200 Jahren geeignet sind (FLADE et al. 2004). Auch alte Erlenwälder mit hohem Angebot an stehendem Totholz können in hoher Dichte besiedelt werden (WEISS 2003, WIRTHMÜLLER 2002). Weiterhin kommt die Art auch in (Au-)Wäldern mit Weiden, Erlen und Esche vor (WICHMANN & FRANK 2003, 2005). Daneben können auch die schnellwachsenden Weiden, Eschen und verschiedene Pappelarten (Schwarz- sowie Hybridpappel) vom Mittelspecht genutzt werden (FOLZ 2008, HOHFELD 2003, WICHMANN & FRANK 2003). Wahrscheinlich ist die Laubbaumart grundsätzlich von untergeordneter Bedeutung, solange eine raue Borke (Nahrungssuche) und weiche Stellen (Höhlenanlage) vorhanden sind.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Mittelspecht ist eine eher sesshafte Art mit geringem Ausbreitungsvermögen. Er besiedelt bevorzugt große, zusammenhängende Waldflächen ab 30-40 ha. Maßnahmenflächen sollen möglichst unmittelbar an bestehende, größere Mittelspechtvorkommen anknüpfen bzw. nicht weiter als 3-5 km von bestehenden (möglichst großen) Vorkommen liegen. Anzustreben sind Waldflächen, die für mind. 5-10 Paare Platz bieten (d. h. 50-100 ha, PASINELLI et al. 2008). Ungeeignet sind Maßnahmenflächen in isolierter Lage für nur 1 Paar.

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Mittelspecht ist auf das Vorhandensein rauborkiger Bäume für die Nahrungssuche und weichholziger Stellen für die Anlage seiner Höhlen angewiesen (z. B. auch abgestorbene Seitenäste und stehendes Totholz). Durch Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für den Mittelspecht dauerhaft gesichert und entwickelt. Der Totholzreichtum kann je nach Ausgangsbestand und Erfordernis z. B. durch Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Im Umfeld bestehender Mittelspechtreviere (s. o.)
- Bestände mit aktuell hohem Habitatpotenzial für den Mittelspecht (Totholzanteil kann ggf. im Rahmen der Maßnahme erhöht werden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Der Flächenbedarf pro Brutpaar ist in Anpassung an die lokalen Reviergrößen / die vorhandene Habitatqualität festzulegen. Die Flächenansprüche pro Brutpaar liegen, in Abhängigkeit der Habitatqualität, in günstigen Gebieten zwischen 5–10 ha, ansonsten bis zu 25 ha (PASINELLI et al. 2008, S. 17). Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.
- Erhalt und Pflege des aktuell bestehenden Habitatpotenzials (z. B. vor forstwirtschaftlicher Ernte):
    - In Tabelle 4 aus PASINELLI et al. (2008) sind „waldbauliche Massnahmen zur Erhaltung und Förderung von Eichenwald“ dargestellt, die als grundsätzliche Orientierung für Pflegemaßnahmen herangezogen werden können.
    - Bei Erhöhung des Erntealters (W 1.4) ist zu gewährleisten, dass zum Zeitpunkt der Ernte inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange Eichen bzw. andere rauborkige Bäume > 35 cm BHD unter ca. 10 Bäume / ha sind, dürfen bestehende rauborkige Altbäume nicht eingeschlagen werden.
    - Möglichst Einzelstammentnahme, beim Schirmschlag ist darauf zu achten, dass > 10- 20 Alteichen / ha als Überhälter übrig bleiben (oder entsprechende andere rauborkige Laubbäume). Weitere grundsätzlich geeignete Bewirtschaftungsmethoden sind Femelschlag und Saumfemelschlag (MICHALEK et al. 2001).
- Je nach Ausgangsbestand und Erfordernis: Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz (Laubholz). Die Laubbäume sollen idealerweise weichholzige Arten sein (z. B. Birke, Pappel), da für diese Arten eine schnellere Zersetzung bzw. ein schnellerer Besatz mit Nahrungstieren des Mittelspechts anzunehmen ist. Der Schwerpunkt soll auf der Gestaltung von stehendem Totholz mit mind. mittlerem Brusthöhendurchmesser (35 cm) liegen.
    - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
    - Belassen von abgestorbenen Seitenästen bei Durchforstungen
    - Ringeln des Stamms

- Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen.

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Sicherstellung / Förderung einer ausreichenden Naturverjüngung von Laubbaumarten mit rauer Borke (je nach Alter z. B. Eiche, Erle, Esche, Weiden, Pappel, Linde, Ahorn), so dass ein kontinuierliches Angebot gewährleistet ist.

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

- Maßnahmen sind nicht notwendig, wenn durch die natürliche Entwicklung ein kontinuierliches Angebot geeigneter Strukturen gewährleistet ist.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Das Wissen über die Ansprüche des Mittelspechts ist in den letzten 20 Jahren stark angestiegen. V. a. aus der Schweiz liegen detaillierte Untersuchungen bezüglich Eichenwälder vor (z. B. von BÜHLMANN und PASINELLI), weiterhin zu Erlenbeständen (WEISS 2003) und sehr alten Buchen (HERTEL 2003). Die angegebenen Werte z. B. zur Zahl von Alteichen / ha sind dabei nicht immer identisch, was mit den auch lokal verschiedenen Bedingungen (durchschnittliches oder optimales Habitat, Anteil der Eiche, klimatische Bedingungen) sowie methodischen Unterschieden zusammenhängen kann (MICHALEK et al. 2001). Möglicherweise ist der Mittelspecht flexibler als früher angenommen: Es gibt inzwischen mehrere Hinweise auf Vorkommen an schnellwachsenden Laubbaumarten mit rauer Borke (Weiden, Schwarz- und Hybrid-Pappel: FOLZ 2008, KREUZIGER 1999, HOHFELD 2003, WICHMANN & FRANK 2003). Andererseits fanden ZERNING & MÄDLOW (2006) keine Besiedlung von Erlenbeständen in der Nähe zu Eichenbeständen.

- Was in der ornithologischen Literatur als Mittelwald bezeichnet wird, sind fast ausschließlich zu Hochwäldern durchgewachsene ehemalige Mittelwälder. Mit diesen hatten die in Bewirtschaftung befindlichen Mittelwälder wenig gemein (GATTER & MATTHS 2008). Eine Wiedereinführung von Nieder- und Mittelwaldbetrieb i. e. S. ist aus Gründen des Mittelspechtschutzes nicht erforderlich und auch nicht empfehlenswert, weil beide Betriebsformen zu einer starken Absenkung des Holzvorrats auf der Fläche führen, hohen Energieeinsatz durch ständiges Eingreifen bedingen und so auch aus Klimaschutzgründen abzulehnen sind (KLAUS & WIESNER 2010, MICHALEK et al. 2001).

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.

- Förderung Totholz: Das Belassen von abgestorbenen Seitenästen bei Durchforstungen ist kurzfristig innerhalb von bis zu 5 Jahren wirksam, die übrigen Maßnahmen bei einem hohen Anteil von Weichhölzern innerhalb von bis zu 10 Jahren. Andernfalls besteht aufgrund der mittelfristigen Wirksamkeit (> 10 Jahre) lediglich eine Eignung als FCS-Maßnahme.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Erhalt von Alt- und Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Der Erhalt von bestehenden (großflächigen) Vorkommen wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, BLUME & TIEFENBACH 1997, NLWKN 2010, WERNER & STÜBING 2011 S. 318, WICHMANN & FRANK 2003). Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor, jedoch auch keine widersprechenden Hinweise. Die Maßnahme ist von der Artökologie her plausibel. Daher ist eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme grundsätzlich gegeben. Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.

- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme wird vom Typ her in der Literatur für den Mittelspecht z. B. von BAUER et al. (2005 S. 792) genannt. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Förderung von rauhborkigen Baumarten (W7)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Mittelspecht ist auf das Vorhandensein rauhborkiger Bäume für die Nahrungssuche und weichholziger Stellen für die Anlage seiner Höhlen angewiesen. Zur Verbesserung des Habitatangebotes werden Bestände, die aktuell aufgrund ihres Alters noch keine Habitateignung für den Mittelspecht aufweisen, mit geeigneten Baumarten gefördert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Vorherrschend jüngere Bestände. Bei langsam wachsenden Baumarten (Buche, Eiche) keine Neuanpflanzungen, Dickungen und Stangenholz aufgrund des sehr langen Zeitraumes bis zur Wirksamkeit (50-100 Jahre).
- Mittelfristig ist aufgrund der klimatischen und bodenkundlichen Verhältnisse eine Entwicklung zu günstigen Strukturen (rauborkige Baumarten) zu erwarten (d. h. keine Extremstandorte wie steile Hanglage mit Nordexposition und sehr flachgründigem Boden). Förderung der Eiche vorzugsweise auf Standorten, wo diese zur heutigen potenziell natürlichen Vegetation (hpnV) gehört.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz, jedoch jüngere Bestände.
- Erhöhung des Erntealters, bis die Baumarten eine deutliche, raue Borke ausgebildet haben (bei Eiche > 120 Jahre, Buche > 250 Jahre: BAUER et al. 2005, WICHMANN & FRANK 2005).
- Stehen lassen / Förderung von Bäumen ab schwachem Baumholz mit weichen, zur Höhlenanlage geeigneten Stellen (v.a. Bäume mit Anzeichen von Kernfäule).
- Förderung der Verjüngung geeigneter Baumarten (insbesondere Eiche und Erle, aber auch rauborkiger, schnellwachsender Arten wie Weiden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Selbst unter Heranziehung schnellwachsender Laubbaumarten wird eine signifikante Wirksamkeit je nach Ausgangsalter des Bestandes frühestens ab 10 Jahren erwartet, meistens liegt die Zeitspanne deutlich darüber (langfristige Wirksamkeit).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind mittel-bis langfristig entwickelbar. Zahlreiche neuere Untersuchungen weisen neben der Eiche auch auf die Bedeutung anderer rauhborkiger Baumarten hin (siehe oben).
- Die Maßnahme wird in der Literatur häufig genannt (BAUER et al. 2005, BLUME & TIEFENBACH 1997, MIRANDA et al. 2006, NLWKN 2010, PASINELLI et al. 2008), wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen jedoch nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird im Analogieschluss als hoch eingeschätzt. Aufgrund der erst langfristigen Wirksamkeit besteht jedoch nur im Einzelfall eine Eignung und allenfalls als FCS-Maßnahme mit einem Monitoring.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☐	mittelfristig ☐	langfristig ☒
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (FCS)

3. Auflichtung dichter Bestände (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neben dem Totholzanteil und der Borkenrauhigkeit entscheidet insbesondere die Besonnung des Wuchsortes über Diversität und Dichte der die Oberflächen bewohnenden Insekten. Dementsprechend werden aufgelockerte, mittelwald- und parkähnliche Waldbestände vielfach als Optimalhabitat für den Mittelspecht beschrieben. Durch Auflichtungen von aktuell bis in die Baumkronen dichten Beständen wird die Besonnung in den Baumkronen erhöht, so dass hier mit einem erhöhten Insektenaufkommen und somit auch mit einem verbesserten Nahrungsangebot für den Mittelspecht zu rechnen ist.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Entsprechend des Vorkommens rauborkiger Altbäume ist grundsätzlich ein Vorkommen von Mittelspechten zu erwarten, die Bestände sind jedoch zugewachsen oder hochgewachsen (z. B. dichtes Aufwachsen von Buchenunterstand in den Kronenraum älterer Eichen).

Anforderungen an Qualität und Menge (Orientierungswerte pro Brutpaar):

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Beachtung von Vorkommen von Fledermäusen, v. a der Bechsteinfledermaus, die gern thermisch günstige, geschlossenere Eichenbestände mit dichtem Unterwuchs nutzen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Innerhalb von bis zu 5 Jahren nach Auflichtung (Besiedlung von Arthropoden in den freigestellten Bäumen).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen (Auflichtung) können kurzfristig hergestellt werden. Neben dem Totholzanteil und der Borkenrauigkeit entscheidet insbesondere die Besonnung des Wuchsortes über Diversität und Dichte der die Oberflächen bewohnenden Insekten (z. B. FREI 2006).
- Andererseits fanden WICHMANN & FRANK (2003, 2005) im Wiener Wald keine Bevorzugung lichter Bestände. Der Lebensraum der Mittelspechte unterschied sich weder hinsichtlich Waldbestandsdichte noch Kronenschlussgrad signifikant von den Kontrollpunkten. Entsprechend den Ergebnissen dieser Studie profitiere der Mittelspecht nicht von forstlichen Maßnahmen wie Auflichtungen oder Durchforstungen von Altholzbeständen. Möglicherweise hing die fehlende Bevorzugung wärmegeprägter Bereiche auch durch die geographische Lage

(Wien: pannonisch geprägter Klimaraum) zusammen. Offensichtlich entsprechen dadurch auch Standorte mit geringerer Einstrahlung den Habitatansprüchen des Mittelspechtes, wie z. B. bachbegleitende Gehölzreihen in kühleren Grabensituationen (WICHMANN & FRANK 2005, S. 29). Auch MÜLLER (2004, Bayern) berichtet, dass Mittelspechte zur Brutzeit eher die dichten, alteichenreichen Flächen bevorzugten. Das Arthropodenangebot (Holzkäfer und Ameisen) war in freistehenden Eichen vergleichbar mit dem von „eingewachsenen" Alteichen der dichten Bestände. PASINELLI et al. (2008 S. 63) vergeben für den entsprechenden Maßnahmentyp („lichter Wald") die Einstufung „mit Einschränkung geeignet" (bezieht sich v. a. auf den Erhalt von Eichen bei der Auflichtung).

- Aufgrund verbleibender Prognoseunsicherheiten besteht nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 7.11.2011) nur eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

4. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Mittelspecht bevorzugt zur Anlage seiner Höhlen weichholzige, morsche Stellen in Bäumen. In der Maßnahme werden bei Mangel an potenziellen Höhlenbäumen gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen") angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzzersetzenden Pilzen in schon vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume dagegen überwallen Stammverletzungen oft schnell.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Laubbaumarten ab mindestens schwachem Baumholz (BHD > 21 cm, besser > 35 cm).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird pro Paar die Anlage von mind. 20 Höhleninitiale empfohlen.
- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzzersetzenden Pilzen). Anlage der Höhleninitialen in grundsätzlich geeigneten Bäumen (BHD mind. > 21 cm, besser > 35 cm). Der Mittelspecht legt seine Höhlen meist in Höhen

von 5-10 m an (BAUER et al. 2005, S. 775, PASINELLI 2007), dieser Bereich wird auch für die Anlage der Höhleninitiale empfohlen.

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Höhleninitiale müssen (bis natürlicherweise weichholzige Stellen entstehen) immer wieder neu angelegt werden, da Mittelspechte oft (auch) jedes Jahr eine neue Höhle bauen und fertige Höhlen in weichholzigem, moderndem Holz nicht lange halten (PASINELLI 2007).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit: BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen" mit holzzersetzenden Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (Dryocopus pileatus und Picoides villosus), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitiale erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen kurz- bis mittelfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Mittelspecht nicht genannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird aufgrund der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Prognoseunsicherheiten bezüglich einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. (Das Angebot von Styropor-Stümpfen in Texas wurde von der Spechtart Picoides pubescens zur Anlage von Schlafhöhlen, nicht jedoch von Bruthöhlen genutzt (CONNER & SAENZ 1996). RUNGE et al. (2010) bewerten die Erfolgswahrscheinlichkeit als derzeit gering. Auch nach Bewertung im Expertenworkshop (07.11.2011, LANUV Recklinghausen) besteht lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. Die Maßnahme ist nicht eigenständig.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: gering

5. Anbringen von künstlichen Baumhöhlen (Av3.2 / Nisthilfen (Av1.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Mittelspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden in ansonsten geeigneten Baumbeständen a) Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst oder b) Nistkästen angebracht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Maßnahmen zur Optimierung / Schaffung geeigneter Habitate: Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Grundsätzlich für den Mittelspecht geeignete Baumbestände

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird empfohlen, pro Paar mind. 3 Höhlen zu fräsen (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen anzubringen (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen).
- Die Nisthöhle ist ca. 20-30 cm tief, Schlupflochdurchmesser ca. 32-45 mm und wird in einer Höhle von 5-10 m angelegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994, S. 1169).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommenen Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen sollen alle 3-5 Jahre neu angelegt werden, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. in Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten, ggf. Anzahl der Höhlen erhöhen).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode. Um den Spechten eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt (Höhlenmaße).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Mittelspecht nicht genannt. Nach PASINELLI (2007) werden in den USA für den Kokardenspecht Picoides borealis erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt. Im Gegensatz zum Mittelspecht benutzt diese Art ihre Höhlen jedoch für mehrere Jahre, was beim Mittelspecht seltener auftritt (PASINELLI 2007, ggf. Zusammenhang mit der geringen Haltbarkeit wegen Anlage im Weichholz). Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Mittelspechts, Höhlen anderer Arten werden eher selten bezogen. Selbst bei grundsätzlicher Annahme von künstlichen Baumhöhlen wäre daher wahrscheinlich nur eine temporäre Wirksamkeit gegeben (PASINELLI 2007). Nachweise von Mittelspechten in Nistkästen können als Ausnahme gelten (Nutzung als Schlafhöhle, ZÖLLINGER 1993 in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 1070). Im Hambacher Forst (NRW) wurden abgesägte Abschnitte von Höhlenbäumen aufgestellt (Foto in DENZ 1999), Ergebnisse von Nachkontrollen liegen jedoch nicht vor.
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (07.11.2011, LANUV Recklinghausen) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Mittelspecht auf.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☐	gering ☒

Fazit Eignung: keine

Fazit: Für den Mittelspecht liegen mit Ausnahme des Erhaltes / der Pflege aktuell geeigneter Bestände keine kurzfristig wirksamen Maßnahmen vor. Mittel- bis langfristig sind als FCS-Maßnahme die Förderung rauhborkiger Bäume geeignet. Andere Maßnahmentypen sind mit Unsicherheiten behaftet.

Quellen:

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

Blume, D. & J. Tiefenbach (1997): Die Buntspechte. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 315. Westarp Wissenschaften Magdeburg, 152 S.

Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. Journal of Wildlife Management 66 (3): 625-633.

Bühlmann, J. (1993): Nachhaltige Bewirtschaftung von Eichenwäldern - Grundlage für den Schutz des Mittelspechts (Dendrocopos medius). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 67: 163-170.

Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. Wilson Bull. 108(3): 449-456

Denz, O. (1999): Bestandsentwicklung des Mittelspechts. LÖBF-Mitteilungen 2/1999: 59 – 66.

Flade, M.; Hertel, F.; Schumacher, H.; Weiß, S. (2004): Einer, der auch anders kann: Der Mittelspecht und seine bisher unbeachteten Lebensräume. Der Falke 51: 82-86.

Folz, H.-G. (2008): Bericht aus dem Vogelschutzgebiet „Rheinauen Bingen-Ingelheim" – Zur Nutzung alter Hybridpappeln durch geschützte Vogelarten am Beispiel von Schwarzmilan (Milvus migrans) und Mittelspecht (Dencrocopos medius). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 10 (4): 569-580.

Frei, A. (2006): Licht und Totholz – Das Paradies für holzbewohnende Käfer. Zürcher Wald 5/2006: 17-19.

Gatter, W.; Mattes, H. (2008): Ändert sich der Mittelspecht Dendrocopos medius oder die Umweltbedingungen? Eine Fallstudie aus Baden-Württemberg. Vogelwelt 129: 73-84.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Hohfeld, F. (2003): Waldbestände und Vogelwelt in den Rheinauen zwischen Sasbach, Landkreis Emmendingen, und Kappel, Ortenaukreis. Naturschutz südl. Oberrhein 4 (2003): 53-70.

Jöbges, M. & König, H. (2001): Urwaldspecht im Eichenwald. LÖBF-Mitt. 2/2001: 12-27.

Klaus, S.; Wiesner, J. (2010): Der Mittelspecht (Dendrocopos medius) um Jena – Lebensraum und Schutz. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 47 (3): 101-109.

König, H. (1998): Verbreitung und Habitatwahl des Mittelspechtes im nördlichen Sauerland. Charadrius 34: 179-193.

Kreuziger, J. (1999): Starke Reduzierung forstwirtschaftlicher Maßnahmen und ihre Auswirkungen auf die Spechte in einem der größten Auwaldgebiete Deutschlands (NSG Kühkopf-Knoblauchsaue, Kreis Groß-Gerau). Vogel und Umwelt 10: 21-38.

Michalek, K. G.; Auer, J. A.; Großberger, H.; Schmalzer, A.; Winkler, H. (2001): Die Einflüsse von Lebensraum, Witterung und Waldbewirtschaftung auf die Brutdichte von Bunt- und Mittelspecht (Picoides major und P. medius) im Wienerwald. Abh. Ber. Mus. Heineanum 5 (2001), Sonderheft: 31-58

Miranda, B.; Schiegg, K.; Bühlmann, J.; Pasinelli, G. (2006): Eichenförderungsmassnahmen im Niderholz (Kanton Zürich): Auswirkungen auf Bestand und Bruthöhlenstandorte von Mittel- und Buntspecht. Schweiz. Z. Forstwes. 157 (8): 333–338.

Müller J. (2004): Der Mittelspecht – Urwaldspecht oder Leitart für Eichenmittelwälder? Eine Betrachtung unter Berücksichtigung der Kronenarthropoden. - Tagung Argeitsgruppe Spechte der Deutsche Ornitologische Gesellschaft. http:// www.spechte-net.de/ag0243tx04.htm, Abruf November 2007.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Mittelspecht (Dendrocopos medius). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 13.4.2011

Pasinelli, G. (2000): Oaks (Quercus sp.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (Dendrocopos medius). Biological Conservation 93: 227-235

Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers Dendrocopos medius & D. major: implications for forest management and conservation. Biodiversity and Conservation 16 (4): 1283-1298.

Pasinelli G., Weggler M., Mulhauser B. (2008): Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Umwelt-Vollzug Nr. 0805. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach & Zürich. 67 S.

Richter, E. (1997): Der Mittelspecht (Dendrocopos medius) im Landkreis Waldeck – Frankenberg. Vogelkundliche Hefte Edertal 23: 44-82.

Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten.

Werner, M.; Stübing, S. (2011): Hohe Verantwortung für den Mittelspecht. Der Falke 58 (8): 315-318.

Wichmann, G.; Frank, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien

Wichmann, G.; Frank, G. (2005): Die Situation des Mittelspechts (Dendrocopos medius) in Wien. Egretta 48: 19-34

Weiss, S. (2003): Erlenwälder als bisher unbeachteter Lebensraum des Mittelspechts Dendrocopos medius. Vogelwelt 124: 177-192

Wirtmüller, R. (2002): Bruten des Mittelspechtes (Dendrocopos medius) in Erlenwäldern. Charadrius 38(4): 246-255

Zerning, M.; Mädlow, W. (2006): Der Brutbestand des Mittelspechts (Dendrocopos medius) in Potsdam. Otis 14: 83-86.

Nachtigall *Luscinia megarynchos* ID 34

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Das Nest wird meist am Boden oder in bis zu 30 cm Höhe in der dichten Krautschicht, in der Nähe vom Gebüschrand oder am Fuß von kleinen Gehölzen angelegt, so dass über dem Nest einzelne Zweige als freistehende Anflugwarten vorhanden sind. Seltener erfolgt die Nestanlage auch in der Strauchschicht. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 177). Die Brutortstreue kann v. a. bei Männchen hoch ausgeprägt sein (BAUER et al. 2005 S. 410). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Die Nachtigall ruht und schläft versteckt im Inneren belaubter Sträucher (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 183). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Wichtige Habitate der Nachtigall sind unterholzreiche (Au-) Laubwälder (bevorzugt in Gewässernähe), Weidendickichte, Erlenbruchwälder, Verlandungszonen von Stillgewässern, gebüschreiche Waldränder, Feldgehölze, Hecken und Gebüsche sowie verwilderte Gärten, Parkanlagen, Friedhöfe, Bahndämme und Industriebrachen. Entscheidend für die Wahl des Bruthabitats sind eine dichte Strauchschicht mit Falllaubdecke am Boden als Nahrungsraum und ausreichende Deckung für Neststandorte und Jungenverstecke durch krautige oder am Boden rankende Pflanzen. Bäume müssen daher so locker stehen, dass ein dichter Unterwuchs aufkommen kann, können aber auch ganz fehlen. Waldbestände mit gedrängtem Kronenschluss werden nur an den Rändern bewohnt. Die dichte Strauchschicht schafft durch Beschattung Flächen ohne Aufwuchs krautiger Pflanzen. Diese mit Falllaub bedeckten Bereiche werden gern zur Nahrungssuche genutzt. (GRÜLL 1981 zit. in GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 171 ff., GRIMM 1995 S. 14, BUCHHEIM in NWO 2002, S. 196f,, MILDENBERGER 1984, S. 362).
    - In einer Weiden- und Pappelau bei Marchegg/Niederösterreich betrug die Größe der Strauchfläche je Revier mindestens 600qm und ihr durchschnittlicher Anteil an der Revierfläche über 40% (n = 67), wobei Reviere mit hohem Anteil (46%) vor Revieren mit geringerer Strauchbedeckung (40%) besetzt wurden. Eng geschlossene Buschflächen könnten bei der Nahrungssuche energetisch günstiger und daher attraktiver sein als zerstreute (GRÜLL 1981 zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 172).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- HORSTKOTTE (1968) untersuchte die Auswirkungen der Zerschneidung eines Nachtigallenhabitats durch eine Straße. Die Besiedlung wurde nicht grundsätzlich beeinträchtigt. Allerdings war der Bruterfolg deutlich niedriger, da durch die größeren Randeffekte nun Eichhörnchen und Rabenvögel als Nestprädatoren besseren Zugang hatten. Daher sollen Maßnahmenflächen möglichst unzerschnitten sein.

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von strukturreichen Gehölzbeständen (W2.1, W4.2, O3.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wichtige Habitate der Nachtigall sind unterholzreiche Laubwälder mit Strauchschicht, Verlandungszonen von Stillgewässern, Weidendickichte, Erlenbruchwälder, Verlandungszonen von Stillgewässern, gebüschreiche Waldränder, Feldgehölze, Hecken und Gebüsche sowie verwilderte Gärten, Parkanlagen, Friedhöfe, Bahndämme und Industriebrachen. Entscheidend für die Wahl des Bruthabitats sind eine dichte Strauchschicht mit Falllaubdecke am Boden als Nahrungsraum und ausreichende Deckung für Neststandorte und Jungenverstecke durch krautige oder am Boden rankende Pflanzen. In der Maßnahme werden geeignete Habitate für die Nachtigall entwickelt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Standortverhältnisse müssen ein Aufkommen der für die Nachtigall benötigen Vegetation ermöglichen. Idealerweise frische und nährstoffreiche Standorte (z. B. Auwälder oder Gehölzstreifen entlang von Gewässern), da hier eine große Individuendichte an Arthropoden (Nahrungstiere der Nachtigall) zu erwarten ist (GRIMM 1995 S. 14).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha mit mind. 600 qm Strauchfläche (GRÜLL 1981zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 172) sowie mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Mindestbreite bei linerarer Ausprägung (Hecke, Gehölzstreifen) 6 m: Nach BARKOW (2001 S. 36 ff., Untersuchungen bei Göttingen) bevorzugen Nachtigallen Hecken mit Breiten > 6 m, Höhen < 8 m und einem Alter von < 20 Jahren (zur Breite ähnlich bei SCHEMMANN 2000 S. 45). Bei linearer Ausprägung Mindestlänge 200 m. Entscheidend für die Wahl des Bruthabitats sind eine dichte Strauchschicht mit Falllaubdecke am Boden als Nahrungsraum und ausreichende Deckung für Neststandorte und Jungenverstecke durch krautige oder am Boden rankende Pflanzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 171 ff).
- Entwicklung von unterholzreichen Laub- oder Mischwäldern durch Auflichtung aktuell dichter Bestände ohne ausreichenden Unterwuchs. Bäume sollen nur so locker stehen, dass ein dichter Unterwuchs aufkommen kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 171 ff.).
- Entwicklung von dichten Gebüschen / Gebüschstreifen an Dämmen, Böschungen, Gräben, Parkanlagen, Waldrändern o. a. durch Sukzession, Neupflanzung oder Pflegeschnitte (bei älteren Beständen mit fehlender Krautschicht). Möglich ist auch die Sukzession zu Gebüschen z. B. auf (vorhandenen) Kahlschlagflächen (HOLT et al. 2010).
- Innerhalb der Flächen keine Mahd von Stauden (z. B. Brennnesseln) innerhalb der Brutzeit, da diese (auch) potenzielle Brutstandorte darstellen (FISCHER & BERCK 1997).
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von 5-10 Jahren: Nach STUTTGARD & WILLIAMSON (1971 zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 172) besiedelt die Nachtigall in Kent (Südost-England) regelmäßig zurückgeschnittene sommergrüne Hecken im Alter von 5-8 Jahren in höchster Dichte, ältere werden wegen zu dichter Kronen und entsprechend fehlender Krautschicht ungeeignet. Nach HOLT et al. (2010) sowie FULLER et al. (1989) und FULLER & HENDERSON (1992, beide zit. bei HOLT et al. 2010) besiedelt die Nachtigall 3-8jährige Gebüschbestände (Aufkommen von Gebüschen nach flächigem Kahlschlag).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig innerhalb von bis zu 10 Jahren entwickelbar. Konkrete Maßnahmenempfehlungen liegen für die Art in der Literatur kaum vor, da die Nachtigall bisher meistens als ungefährdete Art galt. SCHEMMANN (2000, S. 48) und WAGNER (1995) empfehlen u. a. das Anpflanzen neuer Heckenstreifen mit standortgerechten Sträuchern. Holt et al. (2010S. 340) belegen eine hohe Annahme von (gegen Rehe ausgezäunten) Kahlschlagflächen mit aufkommendem Gebüsch ab dem 6. Jahr (beginnende Besiedlung ab 3. Jahr).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Quellen:

Barkow, A. (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. Teil I: Das Heckenprogramm der deutschen Vogelwarten - Netzfang und Revierkartierung zur Erfassung populationsdynamischer und reproduktionsbiologischer Aspekte in einem anthropogen geformten Lebensraum. Teil II: Populationsbiologische Bedeutung von Hecken für Vögel in der Kulturlandschaft. Dissertation Universität Göttingen, 177 S.

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

Fischer, A.; Berck, K-.H: (1997): Nachtigall – Luscinia megarhynchos. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.

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

Grimm, H. (1995): Der Brutbestand der Nachtigall, Luscinia megarhynchos, 1995 im Stadtgebiet von Erfurt. Veröff. Naturkundemuseum Erfurt 14: 10-15.

Holt, C. A.; Fuller, R. J.; Dolman, P. M. (2010): Experimental evidence that deer browsing reduces habitat suitability for breeding Common Nightingales Luscinia megarhynchos. Ibis 152 (2): 335-346.

Horstkotte, E. (1968): Auswirkungen einer Arealveränderung durch Straßenbau auf den Bestand einer Nachtigall (Luscinia

megarhynchos, Brehm). Natur und Heimat 28: 55 - 58.

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

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

Schemmann, H.-G. (2000): Die Nachtigall im Landkreis Gifhorn. Untersuchungen über die Siedlungsdichte, die Struktur der Brutbiotope und die Häufigkeit ihrer Besetzung in den Jahren 1995-98. Milvus Braunschweig 19: 41-49.

Wagner, B. (1995): Vogel des Jahres 1995: Die Nachtigall. Broschüre des Naturschutzbund Deutschland NABU und des Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. v. LBV, 24 S.

Neuntöter *Lanius collurio* ID 35

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Neuntöter brüten in Dornsträuchen und kleinen Bäumen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Brutortstreue kann bei älteren Männchen ausgeprägt sein (BAUER et al. 2005 S. 40). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Neuntöter ruhen in (Dorn-) Sträuchern und kleinen Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- V. a. Dornsträucher als Fortpflanzungsstätte, Ruhestätte und Sitzwarte. Teilweise können auch dichte Staudenbestände (z. B. Brennnesseln) als Niststandort dienen (KULLMANN 1999 zit. bei FLADE et al. 2003).Auch in traditionell genutzten Hecken wird alljährlich ein anderer Ort zur Nestanlage genutzt (KOWALSKI 1995).
- Generell werden vom Neuntöter offene Landschaften mit Strauchgruppen und Hecken in der Agrarlandschaft, und in Heiden genutzt, wenn genügend Nahrung vorhanden ist. Daneben werden Kahlschläge, Baumkulturen, Waldränder besiedelt (MILDENBERGER 1984 S. 207, HÄRTEL in NWO 2002 S. 272).
- Insektenreiche Areale als Nahrungshabitat. Dies können blütenreiche Säume, schütter bewachsene Flächen, Heiden, Magerrasen und blütenreiches Grünland sein (Mildenberger 1984 S. 207, Härtel in NWO 2002 S. 272). Nahrungsgrundlage sind Insekten, wobei der Neuntöter opportunistisch das jeweilige saisonale Angebot nutzt (WAGNER 1993). Von der Masse her bilden Wirbeltiere jedoch den größeren Anteil.
- Ungehinderter Überblick über das Revier und dessen nähere Umgebung. Sträucher dienen als Ansitzwarte für die Boden- und Luftjagd. Alternativ können auch Zaunpfähle, Telefonleitungen und 10-kV-Leitungen genutzt werden (HÄRTEL in NWO 2002 S. 272).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Wichtig für nachhaltige Bestandssicherung ist lockere Verbindung zwischen den lokalen Schwerpunktvorkommen (JAKOBER & STAUBER 1987a, DONNERBAUM & WICHMANN 2003): Früh ankommende, reviertreue Vögel wirken anziehend auf später eintreffende, überwiegend vorjährige Individuen. Aufgrund der hohen Dispersionsrate der einjährigen Rückkehrer ist eine Besiedlung zusätzlich geschaffener Lebensräume sehr wahrscheinlich, wenn diese die für die Art notwendigen Habitatmerkmale aufweisen (JACOBER & STAUBER 1987b, z. B. rasche Besiedlung von Windwurfflächen). Maßnahmen sollen bevorzugt in der Nähe von bereits bestehenden Neuntötervorkommen umgesetzt werden (DONNERBAUM & WICHMANN 2003, ERLEMANN 1997).

Sonstige Hinweise:

- Der Neuntöter kann jährlich starke Bestandsschwankungen zeigen.

Maßnahmen

1. Anlage und Optimierung von Nisthabitaten (O3.1, W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neuntöter brüten in Dornsträuchern. Dornsträucher stellen auch wichtige Habitatbestandteile zum Aufspießen der Nahrung sowie als Sitz- und Ruheplatz dar. In der Maßnahme werden bei Mangel an Nistmöglichkeiten geeignete Gehölzbestände mit Hecken oder Sträuchern aus standortsgemäßen Arten angelegt oder es werden vorhandene, dichtwüchsige Dornstrauchbestände auf ansonsten geeigneten Standorten aufgelichtet.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Ungehinderter Überblick über das Revier und dessen nähere Umgebung, jedoch keine windexponierten Standorte.
- Nicht unmittelbar am Waldrand (> 25 m vom Waldrand entfernt, TITEUX et al. 2007).
- Idealerweise im Umfeld von vorhandenen Neuntötervorkommen (s. o.).
- Auflichten von Gehölzbeständen: Vorhandensein eines dichten und großflächigen Dornstrauchbestandes, die aufgelichteten Flächen müssen grundsätzlich eine Offenland-Pflege (Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen)) ermöglichen (z. B. stark verdichteter, zugewachsener Schlehen- oder Weißdornbestand auf Halbtrockenrasen).
- Vorhandensein geeigneter Nahrungshabitate (oder über Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen) herzustellen)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Keine isolierten Maßnahmenflächen für nur 1 Paar (DONNERBAUM & WICHMANN 2003, TITEUX et al. 2007). Die Länge einer Heckenstruktur soll pro Revier mind. 250 m betragen.
- Hecken (lineare Struktur): Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Etwa alle 50 m sind Lücken in der Hecke (unbepflanzte Stellen) anzulegen. Pro Paar mind. 5, besser 10 dichtbeastete Dornsträucher (TITEUX et al. 2007) mit einer Mindesthöhe von 1,5 m als potenzielle Nisthabitate. Sofern nicht vorhanden, st die Hecke in Kombination mit einem mind. 3-5 m breiten Saumstreifen anzulegen (PFISTER et al. 1986). Der Saum ist einmal pro Jahr oder alle 2 Jahre abschnittsweise ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes.
    - Der Neuntöter profitiert von Hecken mit Lücken bzw. mit freistehenden Büschen (BARKOW 2001, S. 37), daher sollen Lücken im Abstand von ca. 50 m angelegt werden (TITEUX et al. 2007). Wenn Hecken zu dicht gepflanzt werden („wandartig“), kann durch Zuwachsen die Eignung für Sitzwarten abnehmen (HAGE 2005). Nach BARKOW (2001, S. 75) bevorzugt der Neuntöter schmale Hecken < 6 m Breite, nach FUCHS & STEIN-BACHINGER (2008) dagegen Hecken mit > 7 m; weiterhin sind für andere Arten zur Abpufferung von Randeinflüssen Breiten > 4 m notwendig (LENSCHOW 2001, S. 73, MADER et al. 1986). Die einzelne Hecke soll idealerweise im Umkreis von max. 300-400 m von benachbarten Hecken umgeben sein (PFISTER & NAEF-DAENZER 1987).
- Einzelgehölze (in flächiger Maßnahme): Pro Paar mind. 5, besser 10 dichtbeastete Dornsträucher (TITEUX et al.

2007) mit einer Mindesthöhe von 1,5 m als potenzielle Nisthabitate (nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993 S. 1185 sind die meisten Nestbüsche zwischen 1,5 und 2,5 m hoch). Der Deckungsgrad der Gehölze auf der Fläche soll zwischen 5 und max. 50 % liegen (ebd. S. 1179), optimal sind 10 % bis 15 % (VANHINSBERGH & EVANS 2002).

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden.

- Einzelgehölze in der Fläche: Unterbinden von starker vegetativer Ausbreitung in der Fläche zu Lasten des Offenlandanteils.

- Saumstreifen: jährliche Mahd ab August.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Orientierung an bestehenden Hecken / Gehölzen

- Maßnahmen können mit Zielarten kollidieren, die weithin freie Sicht brauchen, z. B. Feldlerche (Zielpriorität klären).

- Lückige Hecken erfüllen ggf. keine Windschutzfunktion (LENSCHOW 2001, S. 73)

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Anlage von Gehölzen: Innerhalb von 2 Jahren bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten (dichtbeastete Dornsträucher ab Höhe ca. 1,5 m). Bei Verwendung geringerer Pflanzqualitäten ist sonst meist erst nach ca. (5-) 10 Jahren eine Wirksamkeit gegeben (FISCHER & ZEIDLER 2009, NEUGEBAUER 2009, Bayerisches Landesamt für Umwelt 2007). FLÖTER (2002) berichtet jedoch von einer Annahme der Gehölzpflanzungen ab der ersten Vegetationsperiode nach Pflanzung.

- Auflichten dichter Gehölzbestände: Wirksamkeit sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Neuanlage von Gehölzen: Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, HÖTKER 2004, LUWG 2006, PFISTER et al. 1986) bzw. durchgeführt (BOLLMANN 1999, PLATH 1990, TISCHEW et al. 2004). Nachweise zur Wirksamkeit der Maßnahme liegen in Einzelfällen vor, die jedoch meist nur wenige Individuen bzw. deutlich größere Flächen betreffen und / oder die Begleitumstände (z. B. die Pflanzqualität) nicht genau beschreiben (FLÖTER 2002, KULLMANN 1999, zit. bei FLADE et al. 2003, PLATH 1990). Aufgrund der Plausibilität der Maßnahme entsprechend der Artökologie wird von einer Eignung als vorgezogener Ausgleichsmaßnahme ausgegangen.

    - Beispiel PLATH (1990 bei Rostock): Dreireihige Hecke mit Saum 1983 angepflanzt, Länge 1,4 km, mit Ahorn, Erle, Hainbuche, Eiche, Pappel, Heckenkirsche, Traubenkirsche, Holunder. Untersuchung 1986-

89: 1983 0 Paare, 1986-88 jeweils 1 Paar, 1989 2 Paare.

- Auflichten von Gehölzen: Die Maßnahme wird in der Literatur i. d. R. nicht direkt genannt, sondern im Rahmen von Entbuschungen / Verhinderung einer Sukzession genannt (siehe bei Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen)). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von der Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von zur Nestanlage geeigneten Strukturen (Gestrüppwälle, Reisighaufen) (Av3.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In der Maßnahme werden zur temporären Schaffung von Nisthabitaten aus Schnittgut (mit Dornsträuchern) Gestrüppwälle / Reisighaufen angelegt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja ☒ nein ☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Anlage und Optimierung von Nisthabitaten

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: In Anlehnung an die Ansprüche bezüglich der Dornsträucher sollen die Reisig- oder Totholzhaufen eine dichte Verzweigung bieten und > 1,5 m hoch sein. Pro Paar mind. 5 Gestrüppwälle / Reisighaufen (siehe Anlage und Optimierung von Nisthabitaten).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

- Pflegedauer: Mit zunehmender Zeit verliert die Gehölzstruktur ihre Eignung als Niststätte. Da der Maßnahmentyp jedoch grundsätzlich temporär konzipiert ist (bis andere, neuangepflanzte Gehölze eine Eignung als Niststätte aufweisen), kann auf Maßnahmen zur Funktionssicherung verzichtet werden. Andernfalls sollen ca. alle 5 Jahre neue Gehölzhaufen angelegt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Angepflanzte Gehölze / Hecken benötigen meist einen seitlichen Schutz vor übermäßigem Verbiss. Als

Alternative zu Einzäunungen kann dieser Schutz durch die genannten Gestrüppwälle übernommen werden („modifizierte Benjes-Hecke“, KÜHNE & FREIER 2001). Daher kann die Maßnahme in Kombination mit Anlage und Optimierung von Nisthabitaten sinnvoll sein.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von JAKOBER & STAUBER (1987a: Reisighaufen) und KÜHNE & FREIER (2001: Gestrüppwälle mit Nachweis der Annahme als Nistplatz) genannt.

- Eine Wirksamkeit erscheint vor dem Hintergrund der bisher vorliegenden Erfahrungen und der Ökologie zwar grundsätzlich plausibel, jedoch mit eingeschränkter Sicherheit: Reisighaufen üben einerseits eine starke Anziehungskraft auf Neuntöter aus (v. a. als Sitzwarte, Spießplatz, Versteck vor Feinden) und können auch als Nistplatz genutzt werden (JACOBER & STAUBER 1987a), andererseits werden (lebende) Dornsträucher hierzu jedoch bevorzugt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993, S. 1185). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Maßnahme hat nach Experteneinschätzung (Workshop 9.11.2011 LANUV) lediglich eine geringe (und temporäre) Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: gering

3. Entwicklung von Nahrungshabitaten (O1.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung: Neuntöter benötigen kurzrasiges, lückiges Offenland mit Sitzwarten als Nahrungshabitat. In der Maßnahme wird entsprechendes, strukturiertes Offenland geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Anlage und Optimierung von Nisthabitaten
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden (oder vorige Ausmagerungsphase).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Keine isolierten Maßnahmenflächen für nur 1 Paar (DONNERBAUM & WICHMANN 2003, TITEUX et al. 2007). Die folgenden Maßnahmentypen können je nach vorhandenem Landschaftstyp miteinander kombiniert werden:
- Maßnahmen im Grünland: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Bei einer Beweidung (gegenüber Mahd zu favorisieren, da höhere Strukturdiversität entsteht) ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet. Die Umzäunung soll zumindest teilweise mit Holzpflöcken erfolgen (Sitzwarten). Die Beweidung soll dafür sorgen, dass in der Zeit der Anwesenheit des Neuntöters kurzrasige Strukturen / freie Bodenflächen für die Bodenjagd vorhanden sind.
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ (< 10 cm Halmlänge; in der Vegetationsperiode ca. alle 10 Tage einen Kurzgrasstreifen mähen) und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Neuntöters zu erhöhen.
- Anlage von Ackerbrachen: Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine für den Neuntöter zu dichte Vegetationsdecke auszubilden (keine optische Beutelokalisierung mehr möglich). Dichtwüchsige Bestände (z. B. dichte Brachen mit Luzerne) sind für den Neuntöter ungeeignet.
- Anlage von Sitzwarten, sofern nicht vorhanden. Die Sitzwarten (Dornsträucher, Pfähle) sollen freistehen und eine Höhe von 1 – 3 m aufweisen (JACOBER & STAUBER 1987a) und nicht weiter als 20 m von geeigneten Nahrungshabitaten bzw. 40 m von geeigneten Bruthabitaten entfernt stehen (TITEUX et al. 2007). Anteil von Einzelgebüschen 10 % bis 15 % (VANHINSBERGH & EVANS 2002).
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Offenhaltung der jeweiligen Biotoptypen erfordert in der Regel eine jährliche Pflege (Mahd / Beweidung, Umbruch bei Ackerbrachen).
- Rückschnitt von Gehölzen bei > 50 % Gehölzbedeckung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage innerhalb von bis zu 5 Jahren, je nach Wüchsigkeit des Bodens auch mehr (vorherige Ausmagerung erforderlich).
- Die Anlage von künstlichen Sitzwarten ist sofort bzw. in der nächsten Brutperiode wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (meist in Kombination mit Bruthabitaten) (BAUER et al. 2005, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, HÖTKER 2004, PFISTER et al. 1986, JACOBER & STAUBER 1987a LUWG 2006, TISCHEW et al. 2004, TITEUX et al. 2007).
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen in Einzelfällen vor (KULLMANN 1999, zit. bei FLADE et al. 2003). Nach VANHINSBERGH & EVANS (2002, Kärnten) besteht eine hohe Bedeutung von Extensiv-Weiden für Neuntöter. Bei einem Hutewaldprojekt in Baden-Württemberg stellte sich der Neuntöter mit Beginn der Beweidung ein (vorher Ackerfläche, SONNENBURG et al. 2003 zit. bei Institut für Botanik und Landschaftskunde 2004 S. 19).
- Die Wirksamkeit wird daher und wegen der Plausibilität in Bezug auf die Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

Fazit: Für den Neuntöter liegen leicht durchführbare und kurzfristig wirksame Maßnahmen vor, die aufgrund des sehr guten Kenntnisstandes eine hohe Erfolgswahrscheinlichkeit aufweisen.

Quellen:

Barkow, A. (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. Teil I: Das Heckenprogramm der deutschen Vogelwarten - Netzfang und Revierkartierung zur Erfassung populationsdynamischer und reproduktionsbiologischer Aspekte in einem anthropogen geformten Lebensraum. Teil II: Populationsbiologische Bedeutung von Hecken für Vögel in der Kulturlandschaft. Dissertation Universität Göttingen, 177 S.

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

Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg. 2007): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S., Augsburg.

Bollmann, K. (1999): Hecken und Neuntöter - eine Erfolgsstory im Naturschutz. Ornis 1999: 9-11.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

Donnerbaum, K.; Wichmann, G. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Neuntöter (Lanius collurio). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien

Erlemann, P. (1997): Neuntöter Lanius collurio. Avifauna Hessen, 3. Lieferung

Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.

Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003, Hrsg.): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer-Verlag Wiebelsheim, S. 82-85.

Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.

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

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13 / 2. Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Kleiber, Mauerläufer, Baumläufer, Beutelmeisen, Pirole, Würger. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 1140-1219.

Hage, H.-J. (2005): Der Neuntöter Lanius collurio im Landkreis Dachau und Umgebung von 1985 bis 2004 mit Anmerkungen zu Heckenpflanzungen und Feldwegasphaltierungen. Orn. Anz. 44: 31-44.

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

Jakober, H. & W. Stauber (1987a): Habitatsansprüche des Neuntöters (Lanius collurio) und Maßnahmen für seinen Schutz. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 25-53.

Jakober, H.; Stauber, W. (1987b): Dispersionsprozesse in einer Neuntöter-Population. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 48: 119-130.

Institut für Botanik und Landschaftskunde Thomas Breunig (Bearb. Siegfried Demuth, Judith Knebel 2004): Ökologische Wirkung von PLENUM-Projekten. Literaturstudie. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 144 S.

Kowalski, H. (1995): Wahl der Niststandorte in einer traditionellen Bruthecke des Neuntöters (Lanius collurio). Charadrius 31: 39-41.

Kühne, S.; Freier, B. (2001): Saumbiotope in Deutschland – ihre historische Entwicklung, Beschaffenheit und Typisierung In: Forster, R. (Hrsg.): Biozönosen von Saumbiotopen im landwirtschaftlichen Einflussbereich: Beeinflussung durch Pflanzenschutzmitteleinträge? Fachgespräch am 23. und 24. November 1999 in Braunschweig. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Band 387, S. 24-29.

Kullmann, K. (1999): Einfluss der Landnutzung auf Siedlungsdichte, Nistplatzwahl, Nestlingsentwicklung und Bruterfolg des Neuntöters (Lanius collurio) in der Uckermark. Diplomarbeit Humbold-Unitersität, Berlin. Zitiert bei Flade et al. 2003.

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

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht LUWG (2006): Artsteckbriefe für die Zielarten der Europäischen Vogelschutzgebiete in Rheinland-Pfalz. Auf der Grundlage der Ausarbeitung von Matthias Korn und Stefan Stübing (2005) mit Beiträgen von Ludwig Simon (LUWG) und Manfred Braun (SGD Nord), LUWG Rheinland-Pfalz / Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz. Amtsgerichtsplatz 1. 5276 Oppenheim. Selbstverlag. Stand: April 2006, 186 S.

Lenschow, U. (2001): Landschaftsökologische Grundlagen zum Schutz, zur Pflege und zur Neuanlage von Feldhecken in Mecklenburg-Vorpommern. Materialien zur Umwelt 2001: S. 40.

Mader, H.-J.; Klüppel, R.; Overmeyer, H. (1986): Experimente zum Biotopverbundsystem – tierökologische Untersuchungen an einer Anpflanzung. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 27, 136 S.

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

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217

Neugebauer, K. (2009): Erfahrungen mit der speziellen artenschutzrechtlichen Prüfung aus Sicht einer Höheren Naturschutzbehörde. Laufener Spezialbeiträge 1 / 2009: 81-90.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von

1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

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

Pfister, H. P.; Naef-Daenzer, B. (1987): Der Neuntöter und andere Heckenbrüter in der modernen Kulturlandschaft. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Artenschutzsymposium Neuntöter, Bad Buchau 1984, S. 147-157.

Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Tischew, S.; Rexmann, B.; Schmidt, M.; Teubert, H. & B. Krug (2004): Erfolgskontrollen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen an der BAB 14 zwischen Halle und Magdeburg. Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2004, Sonderheft 1

Titeux, N.; Dufrene, M.; Radoux, J.; Hirzel, H. A.; Defourny, P. (2007): Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. Biological Conservation 138 (1/2): 207-223.

Vanhinsbergh, D.; Evans, A. (2002): Habitat associations of the Red-backed Shrike (Lanius collurio) in Carinthia, Austria. Journal für Ornithologie 143 (4): 405-415.

Wagner, T. (1993): Saisonale Veränderungen in der Zusammensetzung der Nahrung beim Neuntöter (Larius collurio). J. Ornithol. 134: 1-11.

Pirol *Oriolus oriolus* ID 37

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Der Pirol legt sein jedes Jahr neu gebautes Nest in Bäumen an. Die Brutortstreue ist hoch ausgeprägt bis hin zur Nistplatztreue (FEIGE 1986 S. 76, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993). Das Fortpflanzungsverhalten ist kompliziert, es können sich auch „Helfer-Pirole“ an einer Brut beteiligen (BAUMANN 1999). Pirole können für einen Singvogel hohe Aktionsradien von bis zu > 2 km aufweisen. Der gegenüber Artgenossen verteidigte Raum ist jedoch deutlich kleiner (durchschnittlich 1,3 ha bei einer Untersuchung in Schleswig-Holstein, BAUMANN 1999 S. 79). Als Fortpflanzungsstätte wird der gegenüber Artgenossen verteidigte Raum mit einer Flächengröße von bis zu 1,5 ha abgegrenzt, bei Bruten in kleineren Feldgehölzen der gesamte Baumbestand.

Ruhestätte: Pirole ruhen in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Einzelvorkommen

Habitatanforderungen

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

- Der Pirol brütet in Mitteleuropa meist in aufgelockerten bis lichten, gewässernahen Gehölzen mit Unterholz, auch in Dörfern und Städten – vorwiegend an deren Peripherie. Mit zunehmender Höhe über dem Meeresspiegel zeigt sich deutlich die allgemeine Bevorzugung klimatisch günstiger, d.h. windstiller, sonniger und niederschlagsarmer Täler oder südexponierter Lagen. Vorzugsbiotope sind lichte Auwälder, Ufergehölze, Pappelbestände, Bruchwälder und feuchte Feldgehölze. Besiedelt werden ferner wärmeliebende Laubmischwälder, Friedhöfe, Parkanlagen, große Gärten, Streuobstwiesen, Obstplantagen, Windschutzgürtel und Alleen. Ausgedehnte dicht geschlossene Formationen, baumlose Gebiete, Trockenzonen ohne Feuchtflächenanteile sowie klimatisch ungünstige (höhere) Lagen werden zur Brutzeit normalerweise nicht bewohnt. Zur Nahrungssuche hält sich der Pirol überwiegend in den Baumkronen auf (FEIGE 1986 S. 53, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993 S. 1097).
- In NRW werden Habitate im Siedlungsbereich und Streuobstwiesen mittlerweile kaum noch oder gar nicht mehr besiedelt.
- Die Ergebnisse der Untersuchungen von WASSMANN (1996, S. 79) bei Salzgitter belegen die eine Brutansiedlung fördernde Wirkung von langen Gehölzrändern und unterholzreichen Gehölzen (hoher Grenzlinienanteil). Teilweise brauchen diese Elemente auch nur sehr reduziert vorhanden sein (z. B. langjährig besetzte Pirolreviere in Beständen fast ohne Strauchschicht, ebd.). Die oft beobachtete Vorliebe für Au- und Bruchwälder hängt nach WASSMANN (1996 S. 80) wahrscheinlich damit zusammen, dass diese Habitate stabiler sind hinsichtlich Witterung (Nahrungsangebot: Insektenanteil) und Habitatstruktur als andere Gehölzbiotope.
- Bei einer Telemetrie-Untersuchung in Schleswig-Holstein (BAUMANN 1999, 2000) ergab sich, dass die Bruthabitate eine starke Dominanz einzelner Baumarten aufwiesen: Eichenwälder, Birkenmoorwälder, Erlenbruchwälder, Pappelplantagen und andere Aufforstungsflächen (Altersklasse bis 30 Jahre) mit den genannten Arten. Eine wichtige Rolle als Nahrungsressource für den Pirol spielen Raupen, die vor allem in artenarmen Beständen dieser Baumarten vermehrt auftreten können (BAUMANN 2000). Ähnliche Ergebnisse liegen aus England vor, wo sich das Vorkommen der Pirole mit dem Vorhandensein von Pappelplantagen deckt. Dabei besiedeln sie bevorzugt Bestände derjenigen Pappelhybriden, die am frühesten austreiben und am stärksten von Raupen befallen werden (PRATER 1983 und DAGLEY 1994 zit. bei BAUMANN 1999, MILWRIGHT 1998 S. 329).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Aktionsraumgrößen schwankten bei einer Untersuchung in Mecklenburg (FEIGE 1986 S. 112) zwischen 6 und 37 (50) ha bei einem Mittelwert von 17 ha, können jedoch auch deutlich darüber liegen (bis > 100 ha im Einzelfall). WASSMANN (1996 S. 81) gibt für den Raum Salzgitter eine Spanne von 5-50 ha an. Große Reviere

haben oft einen baumlosen Anteil. (Feuchte) Feldgehölze werden ab 0,5 ha Größe besiedelt. Minimalareale in rheinländischen Feldgehölzen betrugen 4,2 ha sowie 5 ha in Südost-Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern (BAUER et al. 2005 S. 27, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1993 S. 1097). Unter Optimalbedingungen kann die Siedlungsdichte kleinflächig sehr hoch sein (z. B. 3 Paare in einem 1 ha großen Feldgehölz; 2 Paare in einem 2,5 ha großen Feldgehölz: WASSMANN 1990 S. 156). BAUMANN (1999) stellte in Schleswig-Holstein fest, dass die Nestumgebung bis zu 200 m Entfernung zum Neststandort für die Nahrungssuche bevorzugt wurde.

Sonstige Hinweise:

- Der Pirol kann kurzfristig witterungsbedingte lokale und regionale Bestandsschwankungen aufweisen (BAUER et al. 2005, FEIGE 1986 S. 69)

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Typische Bruthabitate vom Pirol sind aufgelockerte bis lichte, sonnenexponierte gewässernahe (Au-) Gehölze mit einem hohen Anteil von inneren und äußeren Grenzlinien, Pappelgehölze und alte Kiefern-Laubholzmischwälder mit hohem Grenzlinienanteil. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände, werden für den Pirol gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Die Maßnahmenfläche weist eine hohe Eignung für den Pirol auf (Beschreibung s. o.). Idealerweise Südost- bis Südwestexposition bei Waldrandlage (Bevorzugung nach FEIGE 1986 S. 115), keine Windexposition (WASSMANN 1996 S. 79, 83).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1,5 ha (in Anlehnung an die Definition der Fortpflanzungsstätte, s. o.)
- Der Erhalt umfasst insbesondere in baumarmen Landschaften auch (Hybrid-) Pappelbestände (MILWRIGHT 1998 S. 329) und –reihen sowie Feldgehölze (insbesondere früh austreibende Pappelklone).
- Die Maßnahmenfläche muss so gelegen sein, dass unter Einbeziehung weiterer Wald- und Waldrandbereiche die Raumansprüche des Pirols erfüllt werden (Aktionsräume bis zu 50 ha, s. o.).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

- Bei einer Erhöhung des Erntealters (W 1.4) muss beim Zeitpunkt der Ernte gewährleistet sein, dass inzwischen

andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Gehölze limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Gehölze nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist kurz- bis mittelfristig wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Verluste auf dem Zug und im Winterquartier, BAUER et al. 2005 S. 27) abhängt. Das Fehlen geeigneter Bruthabitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen des Pirols, so dass die o. g. Maßnahmen zum Erhalt / Pflege geeigneter Bruthabitate häufig empfohlen werden (z. B. BAUER et al. 2005 S. 27, FISCHER & BERCK 1997, HÖLZINGER 1987 S. 1291, HÖLZINGER 1997 S. 240, LWF 2009 S. 19).

- Es besteht nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 9.11.2011) eine mittlere Eignung als CEF-Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☐	mittel	☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

2. Optimierung von Gehölzhabitaten (Auflichten dichter Gehölzbestände) (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Typische Bruthabitate vom Pirol sind aufgelockerte bis lichte, sonnenexponierte gewässernahe (Au-) Gehölze mit einem hohen Anteil von inneren und äußeren Grenzlinien. In der Maßnahme werden als Brutplatz z. B. aufgrund von dichtem Gehölzwuchs suboptimal geeignete Gehölzbestände für den Pirol optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Grundsätzliche Habitateignung vorhanden (s. o.), aber aufgrund von dichtem Gehölzwuchs z. B. durch Nadelhölzer oder Lichtholzarten suboptimale Ausprägung.
- vgl. Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen

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

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen
- Auflichten aktuell dichter Bestände: Entnahme von Fichten, Durchforstung dichter Bestände in den vom Pirol bevorzugten Baumarten (RÜCKRIEM et al. 2009 S. 187).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von 2 Jahren (Etablierung einer krautigen Vegetation und Erhöhung des Insektenreichtums)

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt, allerdings sind die konkreten Rückgangsursachen in NRW unklar, und es besteht Forschungsbedarf zu den Habitatbedingungen in den aktuell noch besiedelten Bereichen im Vergleich zu den unbesiedelten (SUDMANN et al. 2008 S. 174). Der Maßnahmentyp (Auflichtung) wird von RÜCKRIEM et al. (2009 S. 187) vorgeschlagen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Ggf. bestehen Unsicherheiten bezüglich der Wirksamkeit, da sich ein Auflichten nicht direkt auf das Angebot von Insekten in den Baumkronen, in denen Pirole überwiegend Nahrung suchen, auswirken muss.
- Aufgrund der genannten Unsicherheiten besteht nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen 9.11.2011) eine mittlere Eignung als CEF-Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☐	mittel	☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☐	mittel	☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Außer dem Erhalt aktuell geeigneter Habitate bestehen nur eingeschränkt Möglichkeiten zur Aufwertung in Pirolhabitaten. Auch Neupflanzung von (Hybrid) Pappeln (MILWRIGHT 1998 S. 329 für England) ist nicht innerhalb einer für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen relevanten Zeitspanne (bis zu 10 Jahre) möglich (BEZZEL 1989 S. 145) und kann je nach Standort Zielkonflikte mit anderen Naturschutzaspekten aufweisen.

Quellen:

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

Baumann, S. (1999): Telemetrische Untersuchungen zur Raumnutzung und Habitatpräferenz des Pirols (Oriolus oriolus) in Schleswig-Holstein. Corax 18:73-87.

Baumann, S. (2000): Vergleich der Habitatstruktur und Habittanutzung in Brutgebiet und Winterareal des Europäischen Pirols (Oriolus oriolus, L. 1758). Journal für Ornithologie 141: 142-151.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF (2009?): Erhaltungsmaßnahmen für waldrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-waldrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf, Abruf 18.8.2011.

Bezzel, E. (1989): Das besondere Vogelportrait: Der Pirol. Blüchel & Philler-Verlag, München, 159 S.

Feige, K. D. (1986): Der Pirol Oriolus oriolus. Die Neue Brehm-Bücherei Band 578. Westarp Wissenschaften Magdeburg (Reprint von 1995, 216 S.

Fischer, A.; Berck, K.-H. (1997): Pirol - Oriolus oriolus. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13 / 2. Passeriformes (4. Teil): Sittidae – Laniidae. Kleiber, Mauerläufer, Baumläufer, Beutelmeisen, Pirole, Würger. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 809-1365.

Hölzinger, J. (1987): Pirol – Oriolus oriolus (Linné, 1758). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 1288-1291.

Hölzinger, J. (1997): Oriolus oriolus (Linnaeus, 1766) Pirol. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 3.2: Singvögel 2. Passeriformes – Sperlingsvögel: Muscicapidae (Fliegenschnäpper) und Thraupidae (Ammertangaren). Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 227-241.

Milwright, R. D. P. (1998): Breeding biology of the Golden Oriole Oriolus oriolus in the fenland basin of eastern Britain. Bird Study 45: 320-330.

Rückriem, C., Steverding, M. & D. Ikemeyer (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach § 42 BNatSchG im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur & Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Sudmann, S. R., Grüneberg, C., Hegemann, A., Herhaus, F., Mölle, J., Nottmeyer-Linden, K., Schubert, W., von Dewitz, W., Jöbges, M. & J. Weiss (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens. 5. Fassung, Stand Dezember 2008. Charadrius 44 (4): 137-230.

Wassmann, R. (1990): Der Pirol – Zur Biologie des „Vogels des Jahres 1990“. Ber. ANL 14: 153-160.

Wassmann, R. (1996): Ökologische und ethologische Untersuchungen am Pirol (Oriolus oriolus L. 1758). Dissertation zu Erlangung des Doktorgrades an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Georg-August-Universität zu Göttingen.

Rauchschwalbe *Hirundo rustica* ID 39

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Die Rauchschwalbe brütet in selbst gebauten Nestern meist im Inneren von (landwirtschaftlichen Gebäuden. Die Nester werden einzeln oder kolonieartig angelegt. Die Ortstreue ist hoch ausgeprägt. Als Fortpflanzungsstätte wird der Raum mit dem Nest / der Kolonie abgegrenzt.

Ruhestätte: Im Anschluss an die Fortpflanzungszeit / während der Zugzeit bestehen Gemeinschaftsschlafplätze z. B. in Schilf, Staudenfluren oder Bäumen etc. Diese werden bei traditioneller Nutzung inklusive eines Puffers von 50 m als Ruhestätte abgegrenzt. Weitere Ruhestätten einzelner Individuen sind unspezifisch und daher nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Innenräume von Gebäuden (Brutstandort. v. a. Ställe, aber auch Schuppen, Lagerräume etc)
- Baumaterial für Nester: v. a. dünnflüssigen Lehm, feuchte Erde, ferner Pflanzenteile. Das Baumaterial wird meist von Pfützen oder Gewässerrändern mit offenem Boden entnommen.
- Offene Flächen für die Nahrungssuche (v. a. Viehweiden) inklusive solcher Standorte, wo die Nahrungstiere bei stürmischem / regnerischem Wetter niedrig fliegen (Schlechtwetter-Nahrungsgebiete: Gewässer, windgeschützte Waldränder, Hecken, Baumreihen, beweidetes Grünland, Misthaufen, diese sind insbesondere in ackerdominierten Gebieten essenziell, LOSKE 2008) im Umfeld von ca. 300 m zum Brutplatz (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 435).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Die Rauchschwalbe kann jährlich starke Bestandsschwankungen zeigen.
- Rauchschwalben können einzeln und in Kolonien brüten. Sie sind im Gegensatz zu Mehl- und Uferschwalbe keine Koloniebrüter i. e. S. (LOSKE 1994, S. 178), allerdings sind große „Kolonien“ offenbar weniger anfällig gegenüber Aufgaben als Einzelvorkommen oder kleine Kolonien (LOSKE 2008). Die Brut in Einzelpaaren, Gruppen oder Kolonien ist v. a. vom Angebot an Nistplätzen abhängig, in Kolonien ist der Bruterfolg eher geringer (BAUER et al. 2005, S. 156).

Maßnahmen

1. Anbringen von Kunstnestern (AV1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Rauchschwalbe brütet meistens in selbst angefertigten Nestern an Gebäudewänden o. a. Insbesondere. bei Mangel an Baumaterial können Engpässe bei der Herstellung der Nester auftreten. Durch die Maßnahme werden der Rauchschwalbe artspezifische Nisthilfen angeboten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Günstige Nahrungshabitate (s. o.) im Umfeld von ca. 300 m vorhanden.
- Möglichst noch genutzter Stall mit Viehbesatz während der Brutzeit (WILLI et al. 2011; bevorzugt Kühe) Keine zugigen Boxenlaufställe.
- Gewährleistung der Zugänglichkeit zu den Räumen in der Fortpflanzungszeit (mind. Ende März bis Ende September) durch Öffnungen von mind. 20 cm Durchmesser sowie freier Anflugmöglichkeit an die Kunstnester, dabei kein Entstehen von Gefahrensituationen (z. B. bei Niedrigflug Gefahr durch Prädation Hauskatze oder Kollisionsgefahr mit Kfz)
- Katzen-, marder- und rattensichere Stellen mit möglichst wenig Zugluft.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Bei Betroffenheit von 1-10 Paaren werden pro Paar 2 artspezifisch geeignete Nistkästen angeboten (Typ: offene Halbschalen von etwa 16 cm Durchmesser). Bei > 10 Paaren werden rechnerisch 1,5 Nistkästen pro Paar angeboten.
- Alternativ zum Nistkasten: ein Brett von ca. 12 x 12 cm Durchmesser als Nistsims). Sofern möglich, können auch Nistnischen in Wänden angelegt werden.
- Anbringen der Kunstnester in Deckennähe des Raumes (Raumhöhe > 2 m). Abstand der Oberkante zur Decke ca. 5-10 cm (bei Brettern ca. 10-15 cm unterhalb der Decke (RUGE 1989, VON HIRSCHHEYDT 2004).
- Rauchschwalben sind keine Koloniebrüter i. e. S. wie Mehl- oder Uferschwalbe. In großen Räumen, die mehrere Brutpaare beherbergen können, sollten die Nisthilfen deshalb möglichst weit auseinander liegen (mehrere Meter) und so verteilt werden, dass zwischen den Nestern kein Sichtkontakt besteht (FUJITA & HIGUCHI 2011; ohne Sichtkontakt auch < 1 m). Konflikte zwischen Paaren lassen sich verringern, wenn nicht alle Vögel die gleiche Einflugöffnung benutzen müssen (VON HIRSCHHEYDT 2004).
- Die Gefahr, Kunstnester an ungeeigneten Orten aufzuhängen, lässt sich vermindern, wenn man sie dort anbringt, wo ältere, defekte Naturnester oder deren Spuren auf Standorte hinweisen, die von den Vögeln selber ausgewählt worden sind (VON HIRSCHHEYDT 2004).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Kunstnester sind grundsätzlich Jahrzehntelang haltbar. Um einen starken Befall mit Parasiten entgegenzuwirken, sollen die Kunstnester mind. alle 2 Jahre außerhalb der Brutzeit gereinigt werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Anlage von Schwalbenpfützen ist für Kunstnester nicht zwingend parallel durchzuführen, da die Nester bereits vorhanden sind. Sie kann trotzdem sinnvoll sein, um die Anlage natürlicher Nester in der Kolonie zu fördern.
- Klebschnüre zur Fliegenbekämpfung sind grundsätzlich nicht im Brutraum zu verwenden. In Ausnahmefällen sind sie knapp (1–2 cm, mit Distanzhaltern alle 1–2 m) unter der Decke zu spannen. Wo dies nicht möglich ist, muss eine zusätzliche Schnur, ein Plastikband o.ä. möglichst nah oberhalb zur Klebschnur geführt werden, um die Vögel von dieser fern zu halten (VON HIRSCHHEYD 2004).
- Keine Geräte näher als 2 m zu den Nestern abstellen (Prädationsgefahr durch Katzen / Marder, VON HIRSCHHEYD 2004).
- Wo der Kotanfall unter besetzten Nestern zum Problem wird, kann man dies mit Hilfe von Kotbrettern verhindern (VON HIRSCHHEYDT 2004)
- Für langfristige Wirksamkeit ist Akzeptanz beim Eigentümer / Nutzer des Gebäudes wichtig.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist innerhalb von bis zu 2 Jahren wirksam, wenn die Nester an Stellen aufgehängt werden, wo ältere, defekte Naturnester oder deren Spuren auf Standorte hinweisen, die von den Vögeln selber ausgewählt worden sind (VON HIRSCHHEYDT 2004).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anbringen von Kunstnestern wird in der Literatur vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, RUGE 1989). Nach LÖHRL (1979, zit. bei GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, S. 422) werden Kunstnester „bereitwillig“ angenommen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Schwalbenpfützen (G2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für die Anlage ihrer Nester benötigt die Rauchschwalbe feuchte Pfützen, Flachgewässern o. a. mit offenem Boden (Lehm, Erde oder Schlamm). Durch die Maßnahme wird ein Angebot dieser Strukturen gewährleistet.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- In der Nähe eines Vorkommens (nicht weiter als 500m zum Brutplatz)
- Offener oder lückiger Boden mit Lehm (nach Befeuchtung dünnflüssig), Erde oder Schlamm. Abdichtungen mit Folien o. a. sollen nicht durchgeführt werden.
- Freier Anflug ohne Gefährdungen durch Kollision o. a.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Durchmesser einer Schwalbenpfütze mind. (0,5) bis 1 m (RUGE 1989, S. 80). Es gibt keine weiteren begründeten Mengenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Bei 1-5 Paaren mind. 2 Schwalbenpfütze pro Paar oder eine entsprechend große Pfütze, bei > 5 Paaren rechnerisch 1,5 Pfützen, bei > 10 Paaren 1 Pfütze (oder jeweils eine entsprechend große geeignete Fläche).
- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Während der Nestbauzeit im Mai / Juni ist eine ausreichende Feuchte zu gewährleisten

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Verwendung von Kunstnestern ist die Maßnahme nicht zwingend nötig, zur Anlage selbst gebauter Nester aber wünschenswert (s. Anbringen von Kunstnestern).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anlegen von Schwalbenpfützen wird in der Literatur empfohlen (BAUER et al. 2005, S. 155, JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 75, NABU 2007, RÜCKRIEM et al. 2009, RUGE 1989, S. 80). Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise liegen nicht vor. Eine Annahme der Pfützen kann vor dem Hintergrund der Artökologie sicher erwartet werden, da die Art unter natürlichen Verhältnissen für ihren Nestbau flexibel auf kurzfristig / temporär verfügbare geeignete Stellen reagiert.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Rauchschwalbe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Kunstnestern: geringe Priorität

Quellen:

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

Fujita, G.; Higuchi, H. (2011): Effect of neighbour visibility on nest attendance patterns of Barn Swallows Hirundo rustica in loose colonies. Ibis 153 (4): 858-862.

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

Löhrl, H. (1979): Die Rauchschwalbe. DBV-Verlag, Melsungen 1979, 40 S. (Broschüre zum Vogel des Jahres 1979). Zitiert bei Glutz von Blotzheim & Bauer 1985.

Loske, K.-H. (1994): Untersuchungen zu Überlebensstrategien der Rauchschwalbe (Hirundo rustica) im Brutgebiet. Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn, Cuvillier Verlag, Göttingen, 195 S.

Loske, K.-H. (2008): Der Niedergang der Rauchschwalbe Hirundo rustica in den westfälischen Hellwegbörden 1977-2007. Vogelwelt 129: 57-71.

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

Naturschutzbund Deutschland (2007): Feldvögel - Kulturfolger der Landwirtschaft. Factsheets. http://www.nabu.de/tiereundpflanzen/voegel/tippsfuerdiepraxis/06475.html, Abruf 28.10.2011

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

von Hirschheydt, H. (2004): Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz & Schweizerische Vogelwarte Sempach (Hrsg.): Merkblätter für die Vogelschutzpraxis. http://infonet.vogelwarte.ch/upload/d-nhrauchschwalbe.pdf, Abruf März 2011. 4 S.

Willi, T.; Korner-Nievergelt, F.; Grüebler, M. U. (2011): Rauchschwalben Hirundo rustica brauchen Nutztiere, Mehlschwalben Delichon urbicum Nisthilfen. Ornithologischer Beobachter 108 (3): 215-224. www.schwalbenschutz.de, Abruf 22.2.2011

Raufußkauz *Aegolius funereus* ID 40

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Raufußkäuze brüten in Höhlen (meistens Baumhöhlen vom Schwarzspecht), lokal bestehen jedoch auch „Nistkastenpopulationen“. Die Männchen sind ortstreu, bei Weibchen können z. T. großräumige Umsiedlungen auftreten. Offenbar wechselt der Raufußkauz, sofern möglich, jährlich seine Bruthöhle, um der Prädationsgefahr durch den Baummarder vorzubeugen. Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Höhlenbaumes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher der besetzte Höhlenbaum bzw. das Aktionsraumzentrum und weitere geeignete Höhlenbäume im Umkreis von bis zu 100 m angesehen (falls nicht auskartiert, sind potenziell geeignete Strukturen, z. B. Altbäume ab mittlerem Baumholz, in diesem Umkreis zum Aktionsraumzentrum abzugrenzen). Als essenzielle Nahrungshabitate gelten kleine Lichtungen und Schneisen bzw. lückige Altholzbestände im Umfeld von bis zu 100m zur Bruthöhle / Aktionsraumzentrum.

Ruhestätte: Neben Bruthöhlenbaum weitere geeignete Schlafhöhlen und deckungsreiche Tageseinstände (Nadelholzgruppen, v. a. Fichte) im Umkreis von bis zu 100m zum Bruthöhlenbaum / Aktionsraumzentrum. Die Abgrenzung der Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet / Vorkommen topografisch oder naturräumlich abgrenzbar

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Die Art ist als Höhlenbrüter auf Altholzbestände (meist Buche oder Kiefer) mit geeigneten Baumhöhlen angewiesen, in deren Nähe deckungsreiche Nadelholzbestände (Tagesruhe) sowie offene Flächen (Lichtungen, Waldwiesen) als Nahrungshabitat vorkommen (BAUER et al. 2005, S. 699, MEBS in NWO 2002, S. 145).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Typischerweise treten „Klumpungen“ der Brutplätze auf (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 292).
- Wichtig ist ein Rufkontakt zwischen den Revieren (BAUER et al. 2005, S. 698). Ist dieser nicht mehr gegeben, werden auch ansonsten geeignete Althölzer mit Baumhöhlen nicht besiedelt (UPHUES 2004). Daher sollen Maßnahmenflächen nicht in isolierten, kleinen Waldbeständen liegen. UPHUES (2004, 2006) empfiehlt als Mindestgröße eines Altholzbestandes (Bruthabitat) 3-10 ha, der vom nächsten (besiedelten) Altholzbestand nicht weiter als 1 km entfernt sein soll.

Sonstiges

- Der Raufußkauz zeigt in Abhängigkeit vom Wühlmausangebot starke Bestandsschwankungen (BAUER et al. 2005, S. 698, KÄMPFER-LAUENSTEIN & LEDERER 2010)

Maßnahmen

1. Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W 1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4))

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Raufußkäuze brüten natürlicherweise in Baumhöhlen. In als Brutplatz optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Raufußkauz potenzielle Höhlenbäume gesichert, um insbesondere Landschaften mit Mangel an Nistmöglichkeiten ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gehölzbestand mit für den Raufußkauz geeigneten potenziellen Brutbäumen, d. h. Vorkommen von (Schwarzspecht-) Baumhöhlen. Alternativ kann die Maßnahme mit der Anlage von Nistkästen kombiniert werden (Anbringung von Nisthilfen).
- Innerhalb eines großflächigen Waldbestandes > 3 ha und < 1 km zum nächsten Raufußkauz-Vorkommen
- Unmittelbare Nähe zu deckungsreichen Tageseinständen (v. a. Fichtengruppen) und zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Art auf Höhlen anderer Arten angewiesen ist.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die über die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Raufußkauz geeigneten Höhlen.
- Die Maßnahme ist ggf. mit dem Aufhängen von Nistkästen zu kombinieren.
- Markierung und Sicherung der (potenziellen) Höhlenbäume. Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den Höhlenbäumen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Die Maßnahme wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 699) und LWF (2009 S. 9) genannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor.

- Von der Artökologie her erscheint es jedoch plausibel, dass Raufußkäuze bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Ist die Durchführung von aktiven Komponenten zur Gestaltung des Brutplatzangebotes nicht möglich oder nicht sinnvoll, ist in Abstimmung mit der zuständigen Behörde zu klären, ob die Maßnahme unter Berücksichtigung der Situation vor Ort als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme gelten kann (z. B. in Kombination mit der Maßnahme zur Anbringung von Nisthilfen oder der Maßnahme zur Strukturierung einförmiger Altersklassen-Nadelholzbestände).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Anbringung von Nisthilfen (AV1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Raufußkauz brütet in nicht selbst angelegten Höhlen. In höhlenarmen Gebieten wird durch Anbringung artspezifischer Nistkästen das Angebot an Brutmöglichkeiten erhöht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Großflächiger Waldbestand > 3 ha und < 1 km zum nächsten Raufußkauz-Vorkommen
- Unmittelbare Nähe zu deckungsreichen Tageseinständen (v. a. Fichtengruppen) und zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Nisthilfen für den Raufußkauz können auch andere Höhlenbrüter wie die Hohltaube profitieren. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen und um dem Kauz einen Höhlenwechsel z. B. bei Störungen zu ermöglichen, sind pro Paar mind. 3 artspezifische Nisthilfen anzubieten. Die Nisthilfen werden in räumlicher Nähe (50-100 m) zueinander angebracht. Die Siedlungsdichte und Abstände benachbarter Brutbäume kann jährlich stark schwanken. Die Maßnahme ist ggf. mit dem Erhalt höhlenreicher Altholzbestände kombinierbar (Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen).
- Orientierungswerte für die Maße: Brettstärke 2cm, Höhe 45 cm, Breite 33 cm. Die Bodenplatte sollte eine Größe von 30x29cm haben Die Tiefe der Nisthilfe sollte 30 cm betragen. Das Einflugloch braucht einen Durchmesser von 8 cm. Der Deckel oder das Dach hat eine Größe von 43x43 cm (http://www.eulenmanie.de). Nistkästen aus Holzbeton erwiesen sich bei PFENNIG (1997, Ebbegebirge) als graduell weniger geeignet als solche aus Holz.
- Gewährleistung freier Anflugmöglichkeit, Höhe > 4-5 m (MEYER 1997).
- Die Bäume sind im Regelfall mit einem Marderschutz zu versehen (z. B. Manschette) und die Nisthilfen alle 3-4 Jahre umzuhängen, um Gewöhnungseffekte für den Baummarder zu reduzieren (HUNKE 2011, UPHUES 2010). Nachbarbäume sollten zum Trägerbaum eines mardersicheren Nistkastens einen Mindestabstand von 4 m haben, um ein Hinüberspringen des Marders an den Nistkasten zu verhindern. Äste des Trägerbaumes oberhalb und unterhalb des Nistkastens, von denen aus der Marder ebenfalls an den Nistkasten springen kann, müssen beseitigt werden (MEYER 1997).
- Da der Kauz ein großes Sicherheitsbedürfnis hat, soll der Nistkasten in unmittelbarer Nachbarschaft einer Dickung (z. B. Fichtengruppe) aufgehängt werden. Das Flugloch soll dabei parallel, schräg oder direkt zur Dickung zeigen, damit Jung- und Altkäuze schützende Deckung außerhalb der Höhle möglichst schnell erreichen können. Wird der Nistkasten in einer Dickungsnische aufgehängt, muss das Flugloch aus der Nische herauszeigen. Günstig hat sich Fichtenjungwuchs unter dem Trägerbaum erwiesen, da ausfliegende Jungvögel dadurch nicht so leicht auf den Boden gelangen können (Gefahr durch Marder oder Fuchs, MEYER 1997).
- Die Durchführung und das Anbringen von Nisthilfen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen. Sofern kein hohes Prädationsrisiko z. B. durch Baummarder zu erwarten ist, können auch Kästen ohne Marderschutz angebracht werden (bessere Annahme von Kästen ohne Marderschutz bei PFENNIG 1997, Ebbegebirge).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern). Die Nisthilfen müssen so lange funktionsfähig bleiben, bis geeignete Gehölzbestände natürliche Baumhöhlen vorhanden sind.
- Nisthilfen sind zum Schutz gegen den Marder alle 3-4 Jahre umzuhängen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Raufußkäuze zeigen eine Präferenz für neue Bruthöhlen (UPHUES 2003).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Raufußkauz zeigt eine Bevorzugung für die Besiedlung neuer Höhlen (UPHUES 2003, 2006). Die Annahme von Nisthilfen kann für den Raufußkauz als gesichert gelten (z. B. HUNKE 2011, KÄMPFER-LAUENSTSEIN & LEDERER 2010, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 308, UPHUES 2003, 2004).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Strukturierung einförmiger Altersklassen-Nadelholzbestände (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Raufußkauz weisen aufgelockerte Nadel- und Mischwälder mit Schneisen und Lichtungen eine hohe Bedeutung als Nahrungshabitat auf, wobei die umgebenden Nadelholzbestände als bevorzugte Tageseinstände dienen. Die Art jagt von einem Ansitz aus und ist auf offene Flächen angewiesen, auf denen sie kleine Säugetiere (Wühlmäuse) findet (MEBS & SCHERZINGER 2000; in lückigen Kulturen und Jungwuchs etwa bis Kronenschluss: HEIDRICH 1990, S. 9). Bei der Maßnahme werden einschichtig ausgeprägte Nadelholz-Altersklassenbestände, die eine geringe Krautschicht und daher auch ein geringes Kleinsäugeraufkommen haben, durch Strukturierungen in ihrer Eignung erhöht. Aufgrund der (stark schwankenden) Größe des Aktionsraumes des Raufußkauzes ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht (immer) möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Einschichtiger, relativ dichter, struktur- und artenarmer Bestand mit fehlender oder geringer Krautschicht, Hauptbaumart Fichte, ferner auch Kiefer oder europ. L.ärche.

- Der Maßnahmenstandort gewährleistet eine grundsätzliche Stabilität von Fichte, Kiefer oder Lärche (d. h. kein Erhalt von Fichte auf Auenstandorte o. a.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen. Bei kompletter Neuschaffung von Nahrungshabitaten ist nach HEIDRICH (1990, S. 13) pro Paar von mind. 2 ha Nahrungshabitat (d. h. offene, zur Nahrungssuche geeignete Fläche) auszugehen (Verteilung auf mehrere einzelne Flächen möglich).

- Innerhalb der Maßnahmenfläche Strukturierung der bisher artenarmen, einschichtigen und dichten Bestände durch Anlage von besonnten kleinen Lichtungen für die Nahrungssuche. Mindestgröße Lichtung 300 qm. Die Freiflächen dürfen jedoch nicht so groß werden, dass der Grenzlinieneffekt verloren geht und Witterungseinflüsse (Wind, Regen) die Erreichbarkeit der Beute herabsetzen bzw. sich die Prädationsgefahr durch den Aufenthalt auf einer großen Freifläche erhöht (HEIDRICH 1990, S. 9).

- Weiterhin Strukturierung durch truppweise Beimischung weiterer heimischer, standortsgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten) unter Berücksichtigung ggf. kleinflächig bereits vorhandenen (Laubholz-) Bestandes. Der Nadelholzanteil (aktuell meist 100 %) soll je nach lokalen Bedingungen mittel- bis langfristig zwischen 40 und 60 % liegen (auf eine vollständige Räumung von z. B. Fichten reagierte der Raufußkauz bei einer Renaturierung in der Rhön mit Bestandsabnahmen, MÜLLER 1989 S. 186); alternativ können auch Nadelholzreinbestände altersgemischt angebaut werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Sicherung einer (Natur-) Verjüngung der Zielarten

- Pflegearbeiten (Freistellung) zur Sicherstellung der sonnigen Lichtungen und Schneisen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Starker Mäusebesatz und sich ausbreitende Vergrasungen können negative Auswirkungen auf angrenzende Flächen haben, insbesondere bei angepflanztem Jungwuchs.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von bis zu 2 Jahren. Innerhalb dieses Zeitraumes ist nach anfänglicher Auflichtung mit einem Aufkommen von krautiger Vegetation und Kleinsäugern zu rechnen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird im Analogieschluss jedoch als hoch eingeschätzt: So zeigte sich z. B. bei UPHUES (2006, S. 578, Niedersachsen), dass Gebiete ohne hohe Brutplatzdichten des Kauzes neben einem geringeren Höhlenangebot auch eine ungünstige Waldstruktur (überwiegend dichtes Stangenholz, wenig Beutetiere durch kaum vorhandene krautige Vegetation) aufwiesen. Gebiete mit hohen Siedlungsdichten zeichneten sich dagegen durch einen hohen Altholzanteil und damit verbundener großer Höhlendichte sowie gras- und krautreichem Waldboden mit entsprechender Kleinsäugerfauna aus. Der Maßnahmentyp orientiert sich an den Untersuchungsergebnissen von

HEIDRICH (1990), der unter Ausschluss des Faktors „Höhlenmangel“ keinen Einfluss des Altholz-Anteils bei der Auswahl der Brutreviere feststellte und die Bedeutung günstiger Nahrungshabitate herausstellt. Auch LWF (2006, S. 159) und NLWKN (2010, S. 4) empfehlen Erhalt und Schaffung strukturreicher Nadel- und Mischwälder mit Lichtungen, Schneisen etc. als Maßnahmentyp für den Raufußkauz.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Raufußkauz stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Schaffung von Brutstätten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren. Weiterhin hat Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht von Einzelbäumen / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen eine höhere Priorität als Anbringung von Nisthilfen.
- Anbringung von Nisthilfen (Nahrungshabitate): geringe Priorität (wegen meist vorhandener Wegetrassen)

Quellen:

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

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft LWF (2006): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhanges II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhanges I der Vogelschutz-Richtlinie in Bayern als Praxishandbuch und Materialsammlung für das Gebietsmanagement der NATURA 2000-Gebiete. http://www.lwf.bayern.de/publikationen/daten/sonstiges/p_34538.pdf, Abruf 17.3.2011

Hunke, W. (2011): Versuch eine Population des Raufußkauzes Aegolius funereus durch Anbringen von Nistkästen in den Jahren 1980 bis 2010 zu fördern. Charadrius 47 (2): 93-101.

Kämpfer-Lauenstein, A.; Lederer, W. (2010): Populationsdynamik der Raufußkauzes Aegolius funereus im Arnsberger Wald. Charadrius 46 (1-2): 69-78

Meyer, H. (1997): Hinweise zur Platzieurng von Nistkästen für den Raufußkauz (Aegolius funereus). Eulen-Rundblick 46: 21-23.

Heidrich, M. (1990): Zum Einfluß der Altersklassenstruktur intensiv bewirtschafteter Nadelholzforste auf Dispersionsmuster und Reproduktion des Raufußkauzes, Aegolius funereus. Thüringer Ornithologische Mitteilungen 40: 1-17

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma Beiheft 2, S. 181-195.

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete – Raufußkauz (Aegolius funereus). Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S.

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

Pfennig, H. G. (1997): 25 Jahre Raufußkauz-Förderungsmaßnahmen im Ebbegebirge (westliches Sauerland) – Effektivitätsvergleich von Nistgerät-Typen. Charadrius 33 (4): 202-206

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 17.3.2011

Uphues, L. (2003): Entwicklung einer mit Nistkästen unterstützten Raufußkauz-Aegolius funereus – Population von 1980 bis 2000 – örtliche Dispersion, Fortpflanzungserfolg und Höhlennutzung. Vogelwelt 124: 133-142.

Uphues, L. (2004): Schwarzspecht und Raufußkauz: Höhlenbauer und Nachbewohner. Der Falke 51: 92-95

Uphues, L (2006): Untersuchungen zur lokalen Dispersionsdynamik des Raufußkauzes Aegolius funereus und daraus abgeleitete Anforderungen an die zukünftige Waldstruktur. Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten 5: 567-584.

Uphues, L. (2010): Forstwirtschaft und Höhlenbäume – zur Problematik der Höhlenbrüter am Beispiel des Raufußkauzes. Artenschutz und Forstwirtschaft – Wie erhalten wir die Biodiversität in unseren Wäldern? Seminar der Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, 28-29. Oktober 2010, Schneverdingen.

http://www.eulenmanie.de, Abruf 17.3.2011

Rebhuhn *Perdix perdix* ID 41

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Das Rebhuhn brütet in gut ausgeprägten, Deckung bietenden Randstrukturen, z.B. entlang von Feldrainen, Weg- und Grabenrändern, Zäunen, Hecken (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, BAUER et al. 2005). Die Fortpflanzungsstätte einzelner Individuen ist nicht konkret abgrenzbar, da die Art kein ausgeprägtes Territorialverhalten zeigt. Hilfsweise kann als Fortpflanzungsstätte die gesamte Parzelle in einem Umfang von bis zu 1 ha um den Aktionsraum-Mittelpunkt mit angrenzenden Randstreifen, Feldwegen, Brachflächen etc. (Nahrungsflächen mit lückigem Bewuchs und guter Deckung) abgegrenzt werden (Konventionsvorschlag).

Ruhestätte: Rebhühner schlafen am Boden im Deckungsbereich von z.B. Zäunen oder Hecken oder auch auf offener Ackerfläche ohne höhere Deckung; diese Schlafplätze von Paaren und Ketten werden in der Regel täglich gewechselt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994) und sind daher nicht konkret abgrenzbar. Während der Brutzeit sind Fortpflanzungs- und Ruhestätten gleich zu setzen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Saumstrukturen in der offenen Feldflur (Brachen, Ackerrandstreifen / Blühstreifen) mit nicht zu dichter Vegetationsstruktur und hohem Insektenreichtum sowie ausreichenden Deckungsmöglichkeiten.
- Zur Nestanlage werden flächige Blühstreifen, Stillegungsflächen und Brachen benötigt, da diese einen besseren Schutz vor Prädation bieten als lineare Strukturen.
- Möglichst kleinflächig parzellierte und vielfältig bewirtschaftete Ackerflächen.
- Offene Bodenstellen, unbefestigte Feldwege (Magensteine zur Nahrungszerkleinerung, Sonnen- und Staubbaden).
- Die Bedeutung von Hecken ist umstritten und rührt wohl eher daher, dass in der ausgeräumten Landschaft nur noch an den Hecken die wichtigen Saumstrukturen zu finden sind. Deshalb sollten Saumstrukturen und flächige Areale ohne Hecken angelegt werden.
- Beim Grünland werden extensiv genutzte Weiden bevorzugt (MILDENBERGER 1982).
- Eine Besonderheit im Ruhrgebiet (und weiteren Großstädten) sind die Vorkommen auf größeren, offenen Industriebrachen (WEISS in SUDMANN et al. 2012).
- Als standorttreuer Jahresvogel mit festem Revier benötigt das Rebhuhn auch im Winter ausreichend Deckung (z.B. Stoppelfelder) und Nahrungsangebote.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Aufgrund der hohen Standorttreue und der geringen Mobilität des Rebhuhns ist eine Besiedlung neu geschaffener Habitate nur in direktem Verbund, bzw. direkt angrenzend zu bestehenden Vorkommen möglich. WÜBBENHORST (2002) empfiehlt Schutzmaßnahmen stets im Bereich noch guter Bestände des Rebhuhns durchzuführen (nicht weiter als 500m entfernt). Dies empfiehlt sich insbesondere auch aufgrund der hohen Brutortstreue des Rebhuhns (WÜBBENHORST 2002, WICHMANN & TEUFELBAUER 2003, EISLÖFFEL 1996, KORN & BERNSHAUSEN 2001)
- Das Aussterberisiko kleiner, isolierter Vorkommen ist um ein vielfaches höher als das größerer und zusammenhängender Vorkommen, so dass insbesondere Maßnahmen zur Vernetzung bestehender Vorkommen eine hohe Bedeutung zukommen (BEEKE & GOTTSCHALK 2007). In stark isolierten Bereichen sollen geeignete Bruthabitate zur Sicherung eines minimalen, dauerhaft überlebensfähigen Familienverbandes eine Mindestgröße von ca. 300 - 400 ha nicht unterschreiten (vgl. HERRMANN & FUCHS 2003, RIESS 1988 zitiert in RUNGE et al. 2009).

Sonstige Hinweise:

Das Rebhuhn kann in Folge harter Winter oder kalter und nasser Sommer sowie in Folge von Prädation starke Bestandsschwankungen aufweisen.

Maßnahmen

1. Habitatoptimierungen im Acker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutzten Ackerkulturen entstehen für das Rebhuhn häufig Probleme durch zu hoch und dicht aufwachsende Vegetation, ein geringes Nahrungsangebot und fehlende Strukturvielfalt. Durch Nutzungsextensivierung von Intensiväckern (O2.1) und Anlage von Ackerbrachen (O2.2) werden für das Rebhuhn günstige Ackerkulturen geschaffen. Günstig ist dabei eine kleinflächig parzellierte Struktur in vielfältig bewirtschafteten Ackerflächen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Dies gilt auch für Abstände zu Siedlungen und Hofanlagen (Prädation durch Hauskatzen) sowie zu stark begangenen Straßen und Wegen (Spaziergänger, frei laufende Hunde).
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland (vgl. Habitatoptimierungen im Grünland) umgesetzt werden.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.
- Möglichst unzerschnittener Raum aufgrund der geringen Mobilität des Rebhuhns.
- Keine Nähe zu Waldrändern o. a. dichten Vertikalkulissen mind. >120 m.
- Bereiche mit zu hoher Bodenfeuchte werden vom Rebhuhn eher gemieden (z.B. EISLÖFFEL 1996, KORN & BERNSHAUSEN 2001), so dass feuchte Standorte für die Durchführung von Maßnahmen für das Rebhuhn nicht geeignet sind.
- Anordnung bei streifenförmiger Maßnahme (flächige Maßnahmen sind zu bevorzugen): Aus verschiedenen Untersuchungen bestehen Hinweise, dass durch die Anlage von streifenförmigen Maßnahmenflächen ein erhöhtes Prädationsrisiko für das Rebhuhn resultiert (GOTTSCHALK & BEEKE o. J.). BRO et al. (2004) sowie HELFERICH (1987) weisen darauf hin, dass Randstreifen möglicherweise durch Konzentrationseffekte innerhalb ansonsten großflächig ausgeräumter Agrarlandschaften für das Rebhuhn als „ökologische Falle“ wirken können. Streifenförmige Maßnahmen sind daher über den zur Verfügung stehenden Maßnahmenraum zu verteilen, aber nicht isoliert von weiteren Randstrukturen anzulegen, um Konzentrationseffekte innerhalb kleiner isolierter Bereiche („Inselhabitate“, s. BRO et al. 2004) zu vermeiden. Auf die Einhaltung des Nebeneinanders von lückigen und für die Deckung erforderlichen dichtwüchsigen Bereichen ist zu achten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (ggf. in Kombination mit Habitatoptimierungen im Grünland).
- Breite bei streifenförmiger Maßnahme: GOTTSCHALK & BEEKE (o.J.) empfehlen zum Schutz vor Prädationsverlusten eine Mindestbreite von 10 m für Blühstreifen. Der NABU (2008) empfiehlt aus denselben Gründen eine Mindestbreite von 20 m. SPITTLER (2000) nennt zur niederwildgerechten Flächenstillegung eine

erforderliche Gesamtbreite von ca. 18m (davon beidseitig je 3m Schwarzbrachestreifen). Die speziell auf den Schutz des Rebhuhns ausgerichteten Blühstreifen sind daher möglichst breit anzulegen, insbesondere wenn eine unmittelbare Anbindung an weitere Randstrukturen fehlt wird eine Mindestbreite von 15 m für erforderlich gehalten.

- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Die Maßnahmentypen werden idealerweise in Kombination miteinander angewendet, um ein vielfältiges Strukturangebot zu erreichen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Zu beachten ist auch die jahreszeitliche Wirksamkeit. Stoppeln / Getreiderückstände sind nur im Winterhalbjahr wirksam und sollen nur in Kombination mit mind. 1 anderem Maßnahmentyp durchgeführt werden.
    - Stehenlassen von Getreidestoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Ernteverzicht von Getreide (Paket im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz 4025),
    - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich)
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine für Bodenbrüter wie das Rebhuhn zu dichte Vegetationsdecke auszubilden. Dichtwüchsige Bestände (z. B. dichte Brachen mit Luzerne) sind für das Rebhuhn ungeeignet.
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Die streifenförmigen Maßnahmen sollen mit Schwarzbrachestreifen kombiniert werden (SPITTLER 2000), wenn keine unbefestigten Wege o. ä. offene Bodenstellen vorhanden sind. So genannte „Kombistreifen“ sind bewährt.
- Ggf. können bei großräumig fehlenden Gehölzstrukturen an den Parzellenecken kleine Einzelbüsche (Schneeschutz) gepflanzt werden. Größere Gehölzpflanzungen sollen wegen der Förderung von Prädatoren nicht durchgeführt werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedenen Flächen ist dabei möglich.
- Keine Mahd der Flächen innerhalb der Brutzeit des Rebhuhns.
- Bei der Wahl des Pflegekonzeptes ist auf den dauerhaften Erhalt eines Nebeneinanders lückiger und dichtgewachsener sowie blütenreicher Vegetationsbestände abzustellen.
    - BEEKE & GOTTSCHALK (2007) empfehlen, jährlich ca. die Hälfte der Fläche nach flacher Bodenbearbeitung neu auszusäen, die andere Hälfte bleibt zwei- oder mehrjährig bestehen; alternativ kann die Fläche alle 3 – 5 Jahre bearbeitet und neu angesät werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Maßnahmen können in ihrer Wirksamkeit eingeschränkt werden, wenn der Rebhuhnbestand bereits zu Beginn der Maßnahmenumsetzung unterhalb der Größe für eine überlebensfähige Population liegt, insbesondere wenn weitere Faktoren wie ungünstige Witterung hinzukommen (JENNY et al. 2002). Der Populationsdruck ist dann so gering, dass selbst optimale, neu geschaffene Lebensräume nicht oder erst nach langer Zeit besiedelt werden können (BIRRER et al. 2007).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam. Sofern die Aussaat erst im April erfolgt ist zu berücksichtigen, dass die Auflösung der Ketten und die Verteilung der Paare auf die „Reviere“ bereits im Februar und März erfolgt, so dass die vollständige Wirksamkeit der Maßnahme erst im Folgejahr gegeben ist.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Bedeutung der genannten Habitatstrukturen wird z. B. von BÖRNER 2007, GOTTSCHALK & BEEKE O. J., JOEST 2008, ORLOWSKI et al. 2001 und SPITTLER 2000 dokumentiert.

- Allerdings existieren auch Untersuchungen durch die keine (statistisch signifikanten) Nachweise des positiven Effekts von Blüh- oder Brachestreifen auf die Populationen von Rebhühnern erbracht werden konnten, so z.B. JENNY et al. 2002 (Schweiz) oder BRO et al. 2004 (Frankreich); als Ursachen kommen die geringe Populationsgröße und starke Prädation in Betracht. RUNGE et al. (2009) weisen daher der Anlage von streifenförmigen Extensivierungen / Brachen eine nur mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme für das Rebhuhn zu.

- Die Wirksamkeit der Maßnahmen ist nach Auswertung der vorliegenden Literatur in besonderem Maße von der optimalen Ausprägung der Randbedingungen abhängig: Schaffung geeigneter Deckungsstrukturen, einer ausreichenden Breite bei streifenförmigen Maßnahmen sowie der Lage im Maßnahmenraum (keine isolierte Lage innerhalb vollständig ausgeräumter Bereiche. Bei Berücksichtigung aller genannten Faktoren besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Aufftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein maßnahmenbezogendes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Habitatoptimierungen im Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Im Bereich intensiv genutzter Grünlandflächen wird die Grünland-Nutzung durch Anpassung von Mahdstrategie,

Weidetierdichte, reduzierte Düngergaben etc. für das Rebhuhn optimiert. Alternativ erfolgt auf intensiv genutzten Ackerflächen die Anlage neuer Extensivweiden oder -wiesen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Dies gilt auch für Abstände zu Siedlungen und Hofanlagen (Prädation durch Hauskatzen) sowie zu stark begangenen Straßen und Wegen (Spaziergänger, frei laufende Hunde).
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden oder vorige Ausmagerungsphase.
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden. Sofern möglich, werden jedoch bei der Grünland-Maßnahme auch Elemente von „Habitatoptimierungen im Acker" umgesetzt zur Erhöhung der Wirksamkeit (KORN & BERNSHAUSEN 2001, RÜCKRIEHM et al. 2009). Es soll dazu jedoch kein Grünlandumbruch stattfinden.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.
- Möglichst unzerschnittener Raum aufgrund der geringen Mobilität des Rebhuhns.
- Keine Nähe zu Waldrändern o. a. dichten Vertikalkulissen mind. >120 m.
- Bereiche mit zu hoher Bodenfeuchte werden vom Rebhuhn eher gemieden (z.B. EISLÖFFEL 1996, KORN & BERNSHAUSEN 2001), so dass feuchte Standorte für die Durchführung von Maßnahmen für das Rebhuhn nicht geeignet sind.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (ggf. in Kombination mit Habitatoptimierungen im Acker).
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland, „Mosaikmahd" mit Altgrasstreifen, KORN & BERNSHAUSEN 2001). Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Es sollen keine Pflegearbeiten (Mahd) innerhalb der Brutzeit (April bis Juli) durchgeführt werden.
- Beweidung: Bis zum Abschluss der Jungenaufzucht darf maximal eine Großvieheinheit pro Hektar aufgetrieben werden (optimal geeignet sind Mutterkühe oder Rinder, während Jungviehherden hingegen aufgrund ihres „ungestümen Verhaltens" eher nicht geeignet sind). Nach dem Abschluss der Aufzuchtzeit (spätestens ab 15. Juli) können die Flächen auch stärker beweidet werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Extensivierungsmaßnahmen im Grünland werden z. B. von DWENGER (1991) und HELFERICH (1987) vorgeschlagen.

- Regional kann Grünland für das Rebhuhn eine hohe Bedeutung als Deckungs-, Nahrungs- und / oder Brutraum aufweisen (KORN & BERNSHAUSEN 2001, RÜCKRIEM et al. 2009, EISLÖFFEL 1996). In solchen Gebieten wird daher von einer hohen Wirksamkeit der Maßnahme ausgegangen, insbesondere wenn eine Kombination mit weiteren Maßnahmentypen erfolgt und ein räumlich enges Nebeneinander von Acker- und Grünlandflächen herstellbar ist.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

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

Fazit: Für das Rebhuhn besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten. Idealerweise werden die Maßnahmen kombiniert mit einem vielseitigen Mosaik aus Extensivgrün- und Extensivackerland mit Randstreifen und kleineren Brachestreifen- oder –flächen.

Priorisierung:

- Maßnahmen im Acker (Habitatoptimierungen im Acker): Flächige Maßnahme mit höherer Priorität als streifenförmige.
- Maßnahmen im Grünland (Habitatoptimierungen im Grünland): Flächige Maßnahme mit höherer Priorität als streifenförmige, Beweidung mit höherer Priorität als Mahd

Quellen:

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

Beeke, W. & E. Gottschalk (2007): Das Rebhuhnschutzprojekt im Landkreis Göttingen. In: Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 2/2007:, 121-126.

Birrer, S., Kohli, L. & M. Spiess (2007): Haben ökologisce Ausgleichsflächen einen Einfluss auf die Bestandsentwicklung von Kulturlandvogelarten im Mittelland? Der ornithologische Beobachter 104: 189-208.

Börner, M. (2007): Projekt „Lebensraum Brache“ – Widltierfreundliche Maßnahmen im Agrarbereich. AZ 20271 Laufzeit vom 01.01.2003 – 30.06.2007.

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

Bro, E., Mayot, P., Corda, E. & F. Reitz (2004): Impact of habitat management on grey partridge populations: assessing

wildlife cover using a multisite BACI experiment. Journal of Applied ecology 41: 846-857.

Dwenger, R. (1991): Das Rebhuhn. Die Neue Brehm-Bücherei Band 447. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 144 S.

Eislöffel, F. (1996): Das Rebhuhn-Untersuchungsprogramm Rheinland-Pfalz: Untersuchungen am Rebhuhn (Perdix perdix) in Rheinland-Pfalz von 1993 bis 1995. Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 8: 253-283.

Gottschalk, e. & Beeke, W. (o.J.): Leitfaden für ein Rebhuhnschutzprojekt nach unseren Erfahrungen im Landkreis Göttingen. http://www.rebhuhnschutzprojekt.de/Leitfaden, abgerufen am 20.04.2011.

Glutz von Blotzheim, U.N. & K. M. Bauer (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas – Band 5 Galliformes – Gruiformes. 2., durchgesehene Auflage, Wiesbaden.

Helferich, R. (1987): Das Rebhuhn – Perdix perdix – in der Kulturlandschaft. In: Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland (Hrsg): Festschrift 1937 – 1987 herausgegeben anlässlich des 50jährigen Bestehens. S. 17-32

Herrmann, M. & S. Fuchs (2003): Rebhuhn (Perdix perdix). In: Flade, H., Plachter, H., Henne, E. & K. Anders (Hrsg.) (2003). Naturschutz in der Agrarlandschaft – Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Wiebelsheim.

Jenny, M., Weibel, U., Lugrin, B., J., B., Regamy, J.-R. & N. Zbinden (2002): Rebhuhn Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt Nr. 335 Wildtiere des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.

Joest, R. (2008): Hilfe für Wiesenweihe, Feldlerche und Co. Zur Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes für die Brutvögel der Hellwegbörde. ABU info 31/32: 20-29.

Korn, M. & F. Bernshausen (2001): Das Rebhuhn (Perdix perdix) in der Lahnaue zwischen Gießen und Wetzlar sowie in der nordöstlichen Wetterau bei Hungen – Ergebnisse eines mehrjährigen Monitorings. Jahrbuch Naturschutz in Hessen 6: 64-69.

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

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

NABU (Hrsg.) (2008): Die Bedeutung der obligatorischen Flächenstillegung für die Biologische Vielfalt. Fakten und Vorschläge zur Schaffung von ökologischen Vorrangflächen im Rahmen der EU-Agrarpolitik. Berlin.

Orlowski, G.; Czarnecka, J.; Panek, M. (2011): Autumn–winter diet of Grey Partridges Perdix perdix in winter crops, stubble fields and fallows. Bird Study 58 (4): 473-486.

Rückriem, C., Steverding, M. & D. Ikemeyer (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach § 42 BNatSchG im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur & Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Runge, H., Simon, M. & Widdig, T. (2009): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz FKZ 3507 82 080, (unter Mitarb. Von Louis, H. W., Reich, M., Bernotat, D., Mayer, F., Dohm, P., Köstermeyer, H., Smit-Viergutz, J., Szeder, K.) – Hannover, Marburg.

Spittler, H. (2000): „Niederwildgerechte“ Flächenstilllegung. Umsetzung und Ergebnisse eines Modells. LÖBF-Mitteilungen 1/2000: 12-19.

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

Wichmann, G. & N. Teufelbauer (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel – Ergebnisse der Spezialkartierung Rebhuhn (Perdix perdix). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien.

Wübbenhorst, D. (2002): Gefährdungsursachen des Rebhuhns Perdix perdix in Mitteleuropa. Vergleichende Untersuchung von Lebensräumen mit unterschiedlicher Siedlungsdichte des Rebhuhns unter besonderer Berücksichtigung der Nisthabitate. Dissertation Fachbereich Biologie, Universität Kassel.

Rohrweihe *Circus aeruginosus* ID 42

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Die Rohrweihe baut ihre Nester jedes Jahr neu, nutzt die Brutplätze jedoch in der Regel über längere Zeiträume (Ortstreue). Die Nester werden bevorzugt in Röhricht angelegt, in großflächig von Acker geprägten Gebieten ohne entsprechende Röhrichte sind Ackerbruten die Regel. Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Nestes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Schilfbestände, Abbaugrube) im Umkreis von bis zu 300 m um den Neststandort (maximale Fluchtdistanz gegenüber Menschen nach FLADE 1994) abgegrenzt; hilfsweise (v. a. bei Ackerbruten) kann auch die gesamte Parzelle in einem Umfang von bis zu 2 ha abgegrenzt werden. Eine Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für die Rohrweihe aufgrund ihres großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Die Rohrweihe nächtigt in der Regel am Boden. Außerhalb der Brutzeit nächtigen Rohrweihen häufig gesellig, oftmals auch gemeinsam mit anderen Weihen, im Röhricht, im hohen Gras, Zuckerrüben, noch nicht geernteten Getreideflächen oder Brachen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989 S. 329, ILLNER 2009, 2010 (Haarstrang, Paderborner Hochfläche), GNOR 2007, RYSLAVY 2000, STRAKA & REITER 2000). Die Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten, darüber hinaus ist sie in der Regel nicht konkret abgrenzbar: Die Nutzung der konkreten Flächen als Schlafplatz (oder Mausergebiet: GNOR 2007, S. 22) erfolgt dynamisch in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Tätigkeit, insbesondere der Ernte.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Einzelvorkommen; Vorkommen in einem Schutzgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitat: Die Rohrweihe brütet am Boden bevorzugt in ausgedehnten und hohen Röhrichtbeständen, oft auf feuchtem Untergrund in den Uferzonen von stehenden oder fließenden Gewässern, teilweise aber auch in Röhricht-, Brennnessel- und Mädesüßbeständen von wenigen Quadratmetern Ausdehnung (GLIMM & PRÜNTE 1989). In großflächigen Ackergebieten werden – sofern vorhanden – kleine Röhrichtbestände bevorzugt (z. B. die eiszeitlichen „Sölle“ in Nordostdeutschland, HOFMANN & SCHRAMM 1991). In ausgedehnten Ackerbaugebieten ohne Röhrichte brütet die Rohrweihe in Getreide- und (Klee-)Grasfeldern sowie in Ackerbrachen, wenn diese hoch genug (> etwa 50 cm) gewachsen sind (HÖLKER & SPEER 2001, S. 31; MEBS & SCHMIDT 2006 S. 284, ILLNER 2009, 2010).
- Nahrungshabitat: Die Nahrungssuche findet über dem an das Nest angrenzenden Offenland statt, z. B. über Röhrichten, Verlandungszonen, Wasserflächen, Grünland, Äckern und Brachen (DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ 2009, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 286). Insgesamt ist die Rohrweihe flexibel in ihren Habitatansprüchen, ebenso in der Anpassung an die jeweils verfügbaren Nahrungsquellen (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 284). Kleine Säugetiere bis Kaninchengröße und Vögel inklusive Eiern und Nestlingen gehören zur Hauptbeute. Weiterhin werden auch Schlangen, Eidechsen, Frösche, Fische und Großinsekten erbeutet (BAUER et al. 2005, S. 324). Die Nahrungszusammensetzung zeigt in Kulturlandschaften eine Abhängigkeit von Feldmausgradationen (GNOR 2007, LANGE & HOFMANN 2002, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 286). Aufgrund ihrer relativ langen Füße ist sie in der Lage, in hohem Kraut, auf Getreidefeldern (DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ 2009, S. 193, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 286) oder auch in höherer Schilfvegetation zu jagen (SCHRÖDER et al. 2010). Trotzdem sind auch für die Rohrweihe sehr hoch- und dichtwüchsige Bestände suboptimal für die Nahrungssuche (DRIECHCIARZ & DRIECHCIARZ 2009, S. 185, ILLNER 2009a, S. 14).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Territorialverhalten ist meist nur gering ausgeprägt, bei günstigen Bedingungen ist kolonieartiges Brüten möglich (BAUER et al. 2005, S. 324, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 285).

Maßnahmen

1. Optimierung geeigneter Horststandorte (Anlage/ Entwicklung von Röhricht- und Schilfbeständen bzw. Ufersäumen) (G3.5, O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Rohrweihe brütet bevorzugt in Röhrichtbeständen (v. a. Schilf) oder Feuchtbrachen, wobei das Nest (Horst) meist auf umgeknickten Halmen errichtet wird. Bestände, die eine Grundeignung aufweisen, jedoch aktuell suboptimal ausgeprägt sind (z. B. infolge Gehölzbewuchs, niedrigem Wasserstand oder Störungen), werden in der Maßnahme für die Rohrweihe optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger, frei laufende Hunde) zu achten.

- Idealerweise bereits vorhandene Röhrichtflächen oder (schmale) Ufersäume von Gewässern.

- Aktuell für die Rohrweihe suboptimale Ausprägung als Brutstandort z. B. aufgrund von Gehölzbewuchs, menschlichen Störungen (Spaziergänger, Freizeitaktivitäten), zu geringer Breite der Uferstreifen aufgrund angrenzender Mahd, Beweidung o. a. Alternativ grundsätzliche standörtliche Voraussetzung zur Neuanlage von Röhrichten (ausreichende Bodenfeuchte).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Nach FLADE (1994, S. 563) benötigt die Rohrweihe meist Röhrichte ab 0,5 ha Größe. Andererseits kann die Art z. B. in großflächigen Agrargebieten auch in deutlich kleineren Röhrichtinseln vorkommen (z. B. in verschilften Gräben von 1 m Breite, BAUER et al. 2005, S. 325, SCHROTH 1989: Röhricht 200 qm). Grundsätzlich gilt: Je kleiner die Einzelfläche ist, desto wichtiger ist eine störungsfreie Umgebung. Je dichter ein Bestand ist, umso kleiner braucht die Röhricht-Zone um das Nest zu sein. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Minimalanforderung bei störungsarmer Umgebung mind. 3 Röhrichtflächen mit je > (50-) 100 qm oder eine entsprechend große Röhrichtfläche. Die Breite der Fläche (z. B. bei Röhrichtgürteln) soll mind. (10-) 20 m betragen (LANGE 2000, S. 286, 293).

    - Nach Untersuchungen von LANGE (2000, S. 293) im Raum Neustrelitz soll ein Röhricht-Bestand idealerweise folgende Bedingungen erfüllen: a) Möglichkeit des Nestbaus: Suboptimal sind sehr lockere Röhrichte mit hohem Wasserstand, aber auch sehr dichte und hohe Bestände. In letzteren ist die Rohrweihe wahrscheinlich auf das Vorhandensein von Schilfknickzonen u. ä. angewiesen. b) Sichtschutz: Das Nest soll von außerhalb möglichst nicht einsehbar sein. Dadurch ist es für Prädatoren schwerer zu finden und für die Rohrweihen am Nest vermindern sich die Störeinwirkungen. c) Das Nest soll für Bodenfeinde (Wildschwein, Rotfuchs) möglichst nicht erreichbar sein (z. B. durch hohen Wasserstand).

- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (Badebetrieb, Wanderer, Jagd, Angeln etc.) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (April bis August) im Umfeld von bis zu 300m (maximale Fluchtdistanz nichtbrütender Vögel gegenüber Menschen nach FLADE 1994 und GAMAUF 1994).

- Maßnahmen zur Förderung bestehender Röhrichte: a) Vernässung in trockenen, verlandungsgefährdeten Röhrichten. Ein erhöhter Wasserstand dient auch zum Schutz vor Boden-Prädatoren (FOLZ 2007 S. 34). b) Anlage von Schutzeinrichtungen für Röhrichte (z. B. Lahnungen zur Wellendämpfung, Treibgut-Schutzzäune, Sedimentfangkassetten: OSTENDORP 1993 S. 256). Bei vorhandenen, kleinen Röhrichtbeständen o. a. schmalen Ufersäumen, die ansonsten strukturell geeignet sind, Ausdehnung des Saumes auf eine Breite von > (10) 20 m (s. o.) z. B. durch Einstellung der Mahd oder Auszäunung bei angrenzender Beweidung. Grundsätzlich gelten ansonsten die allgemeinen Empfehlungen zur Herstellung / Pflege von Ufersäumen (z. B. FUCHS &

STEIN-BACHINGER 2008, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2010, MKULNV 2007b).

- Rodung von Gehölzbewuchs (NLWKN 2010, RÜCKRIEM et al. 2009 S. 203) z. B. auf Feuchtbrachen bei starker Verbuschung zur Schaffung freier Anflugmöglichkeiten und lichter Bedingungen zum Wachstum von Hochstauden.

- Bei der Neuanlage von Schilf-Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000 S. 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z. B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993 S. 227, OSTENDORP 2009 S. 133 f.). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001 S. 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeuferröhrichten zeigten, dass sich Schilfklone unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001, S. 494 f.) Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Erhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z. B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.). .), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Je nach Aufkommen von Gehölzen Rückschnitt zur Gewährleistung freier Anflugmöglichkeiten und Schaffung lichter Bedingungen zum Wachstum von Hochstauden.

- Keine Mahd des Schilfröhrichts (OSTENDORP 1993 S. 254 f.).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Witterungsbedingte Störanfälligkeit beachten: Bei geringem Wasserstand / Feuchte der Habitate kann es in Trockenzeiten zum Austrocknen der Habitate kommen. Dies kann zu einer stärkeren Zugänglichkeit für Prädatoren (Wildschwein, Rotfuchs; auch: Mensch) führen. Wildschweine nutzen Schilfbestände gern als Ruheplatz (HOFMANN & SCHRAMM 1991, S. 296)

- Wird die Maßnahme im Rahmen von Fließgewässerrenaturierungen durchgeführt, ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010) zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Reduzierung von Störungen, Gehölzrückschnitt, Optimierung des Wasserstandes: Wirksam ab der nächsten Brutperiode.

- Erweiterung von (Röhricht-) Ufersäumen von schmalen, vorhandenen Beständen aus: Wirksamkeit innerhalb von 2 bis 5 Jahren (Etablierung einer hochwüchsigen Vegetation).

- Neuanlage von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Die Dauer der Schilfentwicklung hängt von der Größe des Schilfbestandes ab; bei einer Anpflanzung von kleineren Beständen mit ca. 50-100 qm wird eine Entwicklungsdauer von mind. 3-5 Jahren veranschlagt bis zur Funktionsfähigkeit für die Rohrweihe. SCHROTH (1989) weist eine erfolgreiche Röhrichtbrut in einem angepflanzten, 4jährigen Schilf nach. Nach 5 Jahren hatte das Schilf eine Höhe von 2,5 m (ebd., S. 138). HÖLZINGER (1987 S. 894) beschreibt einen starken Bestandsanstieg der Rohrweihe in einem naturnahen Klärgebiet in Baden-Württemberg nach Einleitung von Wasser ab 1974 und der Schaffung eines dauerhaften Wasserstandes, der ein starkes Röhrichtwachstum bewirkte (von 1 Brutpaar 1972 auf max. 8 Brutpaare 1978).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig innerhalb von mind. 3 Jahren bereit. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005), GNOR (2007), HILLERICH (2000, S. 10), MEBS & SCHMIDT (2006 S. 288) und NLWKN (2010) empfohlen. Die Störungsempfindlichkeit der Rohrweihe ist z. B. von FOLZ (2007), GAMAUF (1994) und GNOR (2007) dokumentiert. HÖLZINGER (1987 S. 894) beschreibt einen Bestandsanstieg der Rohrweihe nach Röhrichtausbreitung, SCHROTH (1989) dokumentiert eine erfolgreiche Brut der Rohrweihe in einem 4jährigen, ca. 0,02 ha großen Schilfbestand an einer Kiesgrube. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt.

- Maßnahmen zur Förderung von Röhrichten erfordern aus den o. g. Gründen eine genaue Vorbereitung. Um neben dem grundsätzlichen Ansiedlungserfolg des Röhrichts auch das Vorhandensein, der für die Rohrweihe notwendigen Strukturen an das Röhricht (s. o.) sicherzustellen, ist im Falle einer CEF-Bindung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen.

- Die Maßnahme ist nicht eigenständig, sondern in Kombination mit anderen Maßnahmen durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland und Säumen (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Rohrweihe kann in ihrer Ernährung flexibel auf die lokalen Bedingungen reagieren. Bei Massenvermehrungen von Feldmäusen bilden diese den überwiegenden Teil der Nahrung (s. o.). In der Maßnahme werden günstige, kleinsäugerreiche Nahrungshabitate für die Rohrweihe im Grünland bereit gestellt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Rohrweihe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Offene Standorte, keine Flächen im Wald
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. monatlich (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
    - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere der Rohrweihe zu erhöhen.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege in die Maßnahme einbezogen. Bei gering befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden. Feldwege o. a. lineare Saumhabitate weisen eine hohe Attraktivität für Rohrweihen auf.
- Gewährleistung freier Überflugmöglichkeiten für die Suchflüge(NLWKN 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Es sind die üblichen Pflegevorgaben für Extensivgrünland und Säume zu beachten (s. o).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann zu Konflikten mit der Landwirtschaft führen. Der Mäusebestand kann jahrweise starken Schwankungen unterliegen („Gradationsjahre“).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Bei vorhandenem Grünland wird von einer Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren ausgegangen, bei der Umwandlung von Acker in Extensivgrünland innerhalb von bis zu 5 Jahren (Umstellung der Nutzung, Etablierung der Vegetation und Besiedlung durch Beutetiere).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Kleinsäuger bilden insbesondere bei Massenvermehrungen einen wesentlichen Bestandteil der Nahrung (s. o.). Der Maßnahmentyp (Grünland mit vielfältigem Nutzungsmosaik) wird z. B. von BAUER et al. (2005, S. 324), MEBS & SCHMIDT (2006, S. 289), NLWKN (2010) empfohlen. Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Rohrweihe kann in ihrer Ernährung flexibel auf die lokalen Bedingungen reagieren. Bei Massenvermehrungen von Feldmäusen bilden diese den überwiegenden Teil der Nahrung (s. o.). In der Maßnahme werden günstige, kleinsäuger- bis kleinvogelreiche Nahrungshabitate für die Rohrweihe im Acker bereit gestellt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Rohrweihe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Idealerweise magere bis mittlere Böden, keine sehr nährstoffreichen Standorte
- Offene Standorte, keine Flächen im Wald
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland und Säumen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Rotmilan. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme: Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland und Säumen, möglich.
    - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege in die Maßnahme einbezogen. Bei gering befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.
- Gewährleistung freier Überflugmöglichkeiten für die Suchflüge (NLWKN 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Erhalt der Kulturen entsprechend den Pflegevorgaben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann zu Konflikten mit der Landwirtschaft führen. Der Mäusebestand kann jahrweise starken Schwankungen unterliegen („Gradationsjahre“).
- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über frühzeitige Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, so dass eine Zugriffsmöglichkeit auf Beutetiere für die Rohrweihe bestehen bleibt.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist nach Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Maßnahmen zur extensiven Ackernutzung für die Rohrweihe werden z. B. von NLWKN (2010) empfohlen. JOEST (2009) konnte eine überdurchschnittliche Nutzung insbesondere von mit Luzernegemengen begrünten oder sich selbst begrünenden Stilllegungen für die

Nahrungssuche von Greifvögeln, darunter auch die Rohrweihe, nachweisen. Ähnliche Beobachtungen gibt es für andere Greifvogelarten (z. B. KRACHER 2008: Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010: Rotmilan). Da Brachen auch einen höheren Kleinvogelbestand aufweisen als konventionell bewirtschaftete Felder (HÖLKER 2002, S. 202, JOEST 2006), stehen hier auch in Jahren mit geringem Mäuseangebot genügend Alternativ-Nahrung zur Verfügung.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Rohrweihe stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

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

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

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

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

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

Driechciarz, R.; Driechciarz, E (2009): Vergleichende Untersuchungen zur Jagdstrategie ausgewählter Greifvogelarten und die damit verbundene Nutzungshäufigkeit verschiedener Landschaftselemente. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 167-179.

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

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

Folz, H.-G. (2007): Bruterfolg und Brutverlust in einer rheinhessischen Population der Rohrweihe (Circus aeruginosus). Fauna Flora Rheinland-Pfalz 11 (1): 25-34.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: “M18 Buffer stripes around water bodies” (im Anhang)

Gamauf, A. (1994): The Influence of Tourism on Marsh Harriers Circus aeruginosus in the Neusiedlersee-Seewinkel National Park, Austria. In: Meyburg, B.-U.; Chancellor, R. D. (Hrsg.): Raptor Conservation Today. WWGBP, The Pica Press: 103-108.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4. Falconiformes - Greifvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 941 S.

Gesellschaft für Naturschutz und Ornithologie Rheinland-Pfalz e.V. (GNOR, 2007): Weihen-Kartierung für Wiesen-, Korn-

und Rohrweihe in artrelevanten Gebieten im südlichen Rheinland-Pfalz. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz, vertreten durch das Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht. 45 S.

Glimm, D. & W. Prünte (1989): Rohrweihe Circus aeruginosus. S. 72-73 in: Illner, H., Lederer, W. & K.-H. Loske: Atlas der Brutvögel des Kreises Soest/Mittelwestfalen 1981-1986. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest (Hrsg.), Bad Sassendorf.

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

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

Hillerich, K. (2000): Rohrweihe – Circus aeruginosus. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung.

Hofmann, A; Schramm, F. (1991): Daten zur Brutbiologie der Rohrweihe (Circus aeruginosus) in Mecklenburg-Vorpommern. Populationsökologie Greifvögel- und Eulenarten 2: 291-298.

Hölker, M.; Speer, G. (2001): Rohrweihe (Circus aeruginosus). In Kostrzewa, A.; Speer, G. (Hrsg.): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz. 2. Auflage, Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 31-35.

Hölker, M. (2002): Beiträge zur Ökologie der Wiesenweihe Circus pygargus in der Feldlandschaft der Hellwegbörde / Nordrhein-Westfalen. Ornithologischer Anzeiger 41: 201-206.

Hölzinger, J. (1987): Rohrweihe – Circus aeruginosus. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 888-894.

Illner, H. (2009): Schutzprogramm für Wiesenweihen und Rohrweihen in Mittelwestfalen - Jahresbericht 2008 -. Hrsg. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. Biologische Station. http://www.grauwekiekendief.nl/pdf/ABU_2009_Weihenbericht_2008.pdf, 19 S. Abruf 27.4.2011

Illner, H. (2010): Weihen-Brutsaison 2010. http://www.abu-naturschutz.de/images/Weihensaison_2010.pdf, Abruf 27.4.2011

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

Joest, R. (2006): Umsetzung der Hellwegbördevereinbarung. ABU Jahresbericht 2006, S. 13

Joest, R. (2009): Hilfe für Wiesenweihe, Feldlerche und Co. Zur Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes für die Brutvögel der Hellwegbörde. ABU info 31/32 (2008/09): 20-29.

Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitate der Wiesenweihe Circus pygargus in einer mitteleuropäischen Agrarregion. Ornithologischer Anzeiger 47: 51-65.

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

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

Lange, M. (2000): Bruthabitatwahl der Rohrweihe Circus aeruginosus. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 4: 283-298.

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

Lange, M.; Hofmann, T. (2002): Zum Beutespektrum der Rohrweihe Circus aeruginosus in Mecklenburg-Strelitz, Nordost-Deutschland. Vogelwelt 123: 65-78.

LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz MKULNV (2007b): Richtlinien zur Förderung der Anlage von Uferrandstreifen. Runderlass vom 5.6.2007http://www.umwelt.nrw.de/landwirtschaft/pdf/uferrandstreifen.pdf, Abruf 6.5.2011

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

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebiete mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Rohrweihe (Circus aeruginosus). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 8 S. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 20.4.2011

ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html, Abruf 28.4.2011

Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280

Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

RSPB [Royal Society fort he Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife –a practical manual. RSPB, Bedfordshire, UK.

Ryslavy, R. (2000): Herausragender Massenschlafplatz von Rohr- und Wiesenweihen im Europäischen Vogelschutzgebiet (SPA) Belziger Landschaftswiesen im Jahr 1999. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 9 (4): 136-139.

Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (Circus aeruginosus) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotope. Vogel und Umwelt 5: 137-141.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Straka, U.; Reiter, A. S. (2000): Beobachtungen an Schlafplätzen der Rohrweihe (Circus aeruginosus) in Ackerbaugebieten des Weinviertels (NÖ). Egretta 43: 62-68.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81

White, G.J., & Gilbert, J.C. (eds) (2003): Habitat creation handbook fort the minerals industry. RSPB, Sandy, UK.

Wichtmann, W.; Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentieranlage Biesnbrow (Randow-Welse-Flußmoor). In Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 492-497.

Rotmilan *Milvus milvus* ID 43

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Rotmilane bauen eigene Nester (Horste), können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Sie verfügen in der Regel über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden. Als Fortpflanzungsstätte wird der Horst (bzw. das Revierzentrum) und ein störungsarmer Bereich von bis zu 300m (MKULNV 2010) abgegrenzt. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine Abgrenzung von essenziellen Habitaten ist für den Rotmilan aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht erforderlich (Ausnahmen ggf. bei sehr waldreichen Gebieten).

Ruhestätte: Die Ruhestätte von Brutpaaren oder Nichtbrütern ist in der Regel unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar. Rotmilane nächtigen / ruhen in Gehölzen. In NRW bestehen tradierte Schlafplätze (z.B. am Haarkamm), die Treue bezieht sich dabei in der Regel nicht auf ein konkretes Feldgehölz, sondern auf einen größeren Raum (BRUNE in SUDMANN et al. 2012). Als Ruhestätte gilt dann der Verbund von als Schlafplatz genutzten Gehölzen mit einem störungsarmen Puffer und (sofern konkret abgrenzbar) den für die Schlafplatzgesellschaft essenziellen Nahrungshabitaten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Gehölze ab mittlerem Baumholz in Waldrandnähe (selten mehr als 200 m vom Waldrand entfernt, außer in Hanglage), in Feldgehölzen oder auch in Einzelbäumen als Nist- und Ruhestätte. In NRW nistet er bevorzugt in Altholzbeständen von Buche und Eiche (BRUNE in SUDMANN et al. 2012).
- Niedrigwüchsiges, grenzlinienreiches Offenland mit Zugriffsmöglichkeiten auf Beutetiere über den Zeitraum April bis Ende Juni als Nahrungshabitat (HILLE 1995).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der Rotmilan siedelt in NRW hauptsächlich in den Mittelgebirgslagen. Obwohl er auch das komplette Tiefland nutzen könnte (was in der Vergangenheit der Fall war), ist er hier nur selten anzutreffen, was u. a. mit menschlicher Verfolgung zusammen hängen könnte (Rotmilan als Opfer von Giftködern: HIRSCHFELD 2010, 2011).

Sonstiges

- Das Territorialverhalten ist flexibel und passt sich der Nahrungssituation an. Normalerweise werden Artgenossen bis zu einer Entfernung von ca. 300 m vom Horst vertrieben, Nahrungshabitate außerhalb werden meist nicht verteidigt. Unter günstigen Bedingungen können Rotmilane auch kolonieartig brüten (ORTLIEB 1989). Die Territorialität nimmt zu, wenn die Ernährungssituation ungünstiger wird (dann ggf. auch Verteidigung von Nahrungsflächen, WALZ 2005, S. 64 ff.).

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Rotmilane brüten meist am Waldrand, in Baumgruppen oder auch in Einzelgehölzen. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Rotmilan gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Feldgehölze in der offenen Landschaft (Einzelfläche mind. 0,5 ha) oder bei geschlossenen Wäldern am Waldrand, da Rotmilane gerne in Waldrandnähe brüten (nicht weiter als 200m vom Waldrand entfernt). Im Einzelfall können auch Baumreihen in die Maßnahme einbezogen werden.
- Gehölzbestand mit für den Rotmilan geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Rotmilane verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o., SCHUMANN et al. 2007 S. 18). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.
- RUNGE et al. (2010) führen weiterhin Kunsthorste auf. Für diese Maßnahme liegen jedoch keine artspezifischen Wirksamkeitsnachweise vor. Die Maßnahme erscheint weiterhin (zumindest für NRW) nur eingeschränkt sinnvoll,

da Rotmilane Horste selbst bauen und auch Horste anderer Arten übernehmen.

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Rotmilane können sich ihre Horste selbst bauen.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Rotmilane große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste). Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Rotmilans, so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von z. B. BAUER et al. (2005), BOYE (2009), HÖTKER (2004), LUWG (2006), MEBS & SCHMIDT (2006), NLWKN (2009) und ORTLIEB (1989) empfohlen werden. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.
- Der Rotmilan hat in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist beim Rotmilan in der atlantischen Region ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

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

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Rotmilan auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere im Zeitraum April bis Ende Juni ermöglichen. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Rotmilans und der meist gemeinschaftlichen Nutzung der Nahrungshabitate durch benachbarte Paare ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivacker), je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr. Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m. Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden. Möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
    - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Mosaik von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Mäusebussards zu erhöhen.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Rotmilans (April bis Ende Juni) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die mangelnde Verfügbarkeit von Nahrungstieren durch zu hohen Bewuchs der häufig angebauten Kulturpflanzen (Wintergetreide, Mais, Raps) ist seit mehreren Jahren bekannt (NACHTIGALL et al. 2010, NICOLAI & MAMMEN 2009), Maßnahmen zur Erhöhung der Zugänglichkeit der Nahrungstiere durch Kurzrasigkeit wird für den Rotmilan z. B. von MEBS & SCHMIDT (2006, S. 329) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch zahlreiche Beobachtungen, wie Rotmilane Grünlandflächen intensiv nach der Mahd nutzen (BIVER & CONZEMIUS 2010, GELPKE & STÜBING 2010, HILLE 1995).
- Der Rotmilan hat in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist beim Rotmilan in der atlantischen Region ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung und Pflege von Extensivacker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Rotmilan auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Rotmilans und der meist gemeinschaftlichen Nutzung der Nahrungshabitate durch benachbarte Paare ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten

- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Orientierungswert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Rotmilan. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr bei Anwesenheit von Rotmilanen wirksam bzw. sinnvoll).
    - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
    - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich)
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über frühzeitige Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, so dass eine Zugriffsmöglichkeit auf Beutetiere für den Rotmilan bestehen bleibt.
    - BRABAND et al. (2006 S. 160) fanden beim Modellvorhaben „Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest“, dass Mäusebussard und Rotmilan die Maßnahmenflächen zwar häufiger als konventionelle Getreidefelder, insgesamt aber noch vergleichsweise selten aufsuchten, wobei der Rotmilan im Untersuchungsgebiet grundsätzlich nur selten vorkam. Dies wird damit in Zusammenhang gebracht, dass beide Arten in hohem Maße auf offene Bodenflächen für den Nahrungszugriff angewiesen sind, was in den extensivierten Ackerstreifen nur bedingt war: So wurde festgestellt, dass die Brachestreifen nach der Bodenbearbeitung im März meist schon im Mai wieder so weit aufgewachsen waren, dass sie für beide Arten nicht mehr attraktiv gewesen sein dürften.
    - Auch für andere Arten mit ähnlicher Jagdstrategie wird darauf hingewiesen, dass Brachen bei hoher Wüchsigkeit der Bestände wegen des zunehmend hohen und dichten Bewuchses nur in den ersten 1-2

Jahren für Greifvögel und Eulen geeignet sind (z. B. KOKS et al. 2007: Wiesenweihe, S. 43, LOSKE 2009: Rotmilan, WUNTKE & SCHNEIDER 2003, S. 78: Schleiereule).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist nach Anlage der jeweiligen Kultur bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar
- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die mangelnde Verfügbarkeit von Nahrungstieren durch zu hohen Bewuchs der häufig angebauten Kulturpflanzen (Wintergetreide, Mais, Raps) ist seit mehreren Jahren bekannt (NACHTIGALL et al. 2010, NICOLAI & MAMMEN 2009), Maßnahmen zur Erhöhung der Zugänglichkeit der Nahrungstiere durch Kurzrasigkeit bzw. Extensivackerbau werden z. B. von MEBS & SCHMIDT (2006), HÖTKER (2004), LOSKE (2009) und NLWKN (2009) empfohlen. Es liegen mehrere Nachweise vor, wie Rotmilane entsprechende lückige Ackerbaukulturen nutzten (MAMMEN et al. 2010, NACHTIGALL et al. 2010; ähnlich z. B. KRACHER 2008 für die Wiesenweihe).
- Der Rotmilan hat in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist beim Rotmilan in der atlantischen Region ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Angaben zur Priorisierung:

- Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (Nahrungshabitate): Für den Rotmilan ist die Bodenjagd in extensivierten Äckern / Brachen im Regelfall schwieriger als in gemähtem Grünland. Daher sollen für den Rotmilan im Regelfall Grünlandmaßnahmen favorisiert werden (Expertenworkshop 6.11.2011 LANUV Recklinghausen).

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

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

Biver, G.; Conzemius, T. (2010): Die „territoriale Saison-Population" des Rotmilans Milvus milvus in LuxemburgErfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete. Regulus Wissenschaftliche Berichte Nr. 25: 13-27.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

Boye, P. (2009): Die Fertigstellung der Kulisse der Europäischen Vogelschutzgebiete in Deutschland - ein Rückblick unter besonderer Berücksichtigung des Rotmilans (Milvus milvus). Berichte zum Vogelschutz 46: 67-81

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

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)

Gelpke, C.; Stübing, S. (2010): Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Rot- und Schwarzmilan (Milvus milvus u. M. migrans) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. Vogel und Umwelt 18: 103-115.

Hille, S. (1995): Nahrungswahl und Jagdstrategien des Rotmilans (Milvus milvus) im Biosphärenreservat Rhön / Hessen. Vogel und Umwelt, Sonderheift: 99-126.

Hirschfeld, A. (2010): Illegale Greifvogelverfolgung in Nordrhein-Westfalen in den Jahren 2005 bis 2009. Charadrius 46: 89-101.

Hirschfeld, A. (2011): Illegale Greifvogelverfolgung in Nordrhein-Westfalen: Bericht für das Jahr 2010. Charadrius 47: 79-86.

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

Koks, B. J.; Trierweiler, C.; Visser, E. G.; Dijkstra, C.; Korndeur (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier Circus pygargus? Ibis 149: 575-586

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

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

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht (LUWG 2006): Artsteckbriefe für die Zielarten der Europäischen Vogelschutzgebiete in Rheinland-Pfalz. Stand April 2006.

Loske, K.-H. (2009): Ausgleichsflächen für den Rotmilan (Milvus milvus). Das Schutzkonzept der Stadt Horn-Bad Meinberg. Natur in NRW 4 / 2009: 33-36.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217

Nachtigall, W.; Stubbe, M.; Herrmann, S. (2010): Aktionsraum und Habitatnutzung des Rotmilans (Milvus milvus) während der Brutzeit – eine telemetrische Studie im Nordharzvorland. Vogel und Umwelt 18: 25-61.

Nicolai, B.; Mammen, U. (2009): Dichtezentrum des Rotmilans Milvus milvus im Nordharzvorland – Bestandsentwicklung, Ursachen und Aussichten. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29 (3): 144-150

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Rotmilan (Milvus milvus). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff.,

http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf April 2011

Ortlieb, R. (1989): Der Rotmilan. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 532. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt: 160 S.

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten

Schumann, R.; Steinwarz, D.; Brune, J.; Kranz, J.; Skibbe, A.; Zegula, T. (2007): Reviererfassung von Rotmilan Milvus milvus und Schwarzmilan M. migrans im Jahre 2005 im Rhein-Sieg-Kreis. Charadrius 43 (1): 13-21.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

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

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81

Walz, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan. Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Aula-Verlag, Sammlung Vogelkunde, Wiebelsheim.

Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule Tyto alba. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

Saatgans *Anser fabalis* ID 45 (Rastvogel)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Ruhestätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Ruhestätte: Die Saatgans ist in NRW Zug- und Rastvogel, der während der Frühjahrs- und / oder Herbstrast in der Regel in Trupps an strukturell geeigneten Plätzen rastet und / oder überwintert. Dabei handelt es sich um offene und möglichst störungsarme Flussauen mit Grünland- und/oder Ackerflächen. Neben fakultativ und nur sporadisch genutzten Rastplätzen gibt es regelmäßig von größeren Individuengruppen genutzte traditionelle Rast- und Schlafplätze (v. a. in den VSG Unterer Niederrhein und Weseraue sowie an der Rur im Kreis Heinsberg). Diese traditionellen Rast- und Schlafplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen, wobei jährliche Verlagerungen innerhalb der Ruhestätte aufgrund landwirtschaftlicher Nutzung auftreten können. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den essenziellen regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen. Der räumliche Umgriff ergibt sich aus dem für die Nahrungssuche genutzten Aktionsradius im Umfeld der Schlafplätze, der störungsarm sein muss, damit sich die Funktion als Ruhestätte entfalten kann. Die Nahrungsflächen können sich von Jahr zu Jahr und auch innerhalb eines Winters verlagern. In sehr großen Rast- und Überwinterungsgebieten (VSG Unterer Niederrhein) ist jeweils ein zusammenhängender Funktionsraum als eine Ruhestätte abzugrenzen. Bei der Abgrenzung dieser Funktionsräume sind möglichst vorhandene Erkenntnisse der Experten vor Ort zu den Wechselbeziehungen zwischen den verschiedenen Nahrungsflächen und den Schlaf-/Trinkplätzen zu berücksichtigen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen in Kreisgebiet

Habitatanforderungen

- Großräumige Agrarflächen mit geeigneten Nahrungsgebieten sowie einem Angebot an Trink- und Schlafgewässern (LANUV)
- Bei der Saatgans ergibt sich folgendes Muster bei der Nahrungssuche: im Herbst / Frühwinter werden Äcker mit Ernterückständen bevorzugt (solange der Vorrat reicht bzw. bis zum Umbruch), dann junges Wintergetreide / junger Raps. Ab dem Mittwinter wird dann bevorzugt Grünland aufgesucht.
    - WILLE (1999, Unterer Niederrhein, S. 101): Die Saatgänse haben ihre Präferenzen seit Ende der 1970er Jahre stark verändert. Sie begannen Mitte der 1980er Jahre, abgeerntete Zuckerrübenfelder zu nutzen. Dies erfolgte etwa zeitgleich mit der Einführung einer veränderten Erntetechnik, wobei das Blattgrün und die Wurzelspitzen der gehäckselten Rüben auf den Flächen verbleibt.
    - FEIGE at al. (2011, Unterer Niederrhein, S. 172): Saatgänse nutzten in den Wintern 2004/05 bis 2008/09 lediglich 27 % Grünland. Bei der Saatgans zeigt sich aber ein starker Unterschied zwischen November (14 % Grünland, 22 % Maisstoppeln, 21 % Sturzacker, 18 % Hackfrucht und 15 % Wintergetreide) und Januar (49 % Grünland, 4 % Maisstoppeln, 11 % Sturzacker, 14 % Hackfrucht und 10 % Wintergetreide).
    - DEGEN et al. (2009, Elbtalaue): Die Nutzung des Grünlandes nahm in der Reihenfolge Saatgans, Blässgans, Graugans und Weißwangengans zu, die der Ackerflächen entsprechend ab. Mit Eintritt des Frühjahrs wurde Grünland zunehmend bevorzugt. Es war für alle Gänsearten im Februar und März der am häufigsten aufgesuchte Habitattyp. Auch Wintergetreide wurde, v. a. von Saat- und Graugänsen, zum Frühjahr hin deutlich häufiger aufgesucht als im Herbst. Stoppelfelder hatten besonders für die Saatgans, aber auch für die Blässgans im Herbst eine sehr große Bedeutung, die im Verlauf der Rastsaison deutlich abnahm; Saatgänse nutzten diese Flächen aber bis in den Winter hinein. Saatgänse waren insgesamt deutlich stärker auf Ackerflächen spezialisiert als die anderen Gänsearten. Sie nutzten (neben Ablenkflächen, Getreidestoppelfeldern und Raps) auch Maisstoppelfelder sowie zumindest in einzelnen Jahren auch Kartoffel- und Rübenäcker überproportional häufig. Ein Vergleich der Nutzung der angebauten Feldfrüchte zeigt, dass die Nutzungsintensität durch die Schwäne und Gänse auf Rapsflächen durchgehend (und z. T. wesentlich höher) war als auf Wintergetreide- und Grünlandflächen. Hohe Nutzungsintensitäten wurden außerdem auf Getreidestoppelfeldern sowie auf Kartoffeläckern durch die Saatgans erreicht.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Möglichst räumliche Nähe zwischen Schlafplätzen und Nahrungshabitaten (umso näher, desto günstiger: HEINICKE 2008). Schlaf- und Nahrungsplätze können zwar grundsätzlich viele Kilometer auseinander liegen, bevorzugt werden jedoch schlafplatznahe Nahrungshabitate. Daher soll die Entfernung von Nahrungs- und Schlafplätzen 5 km nicht überschreiten. Im Idealfall liegen die Schlafgewässer inmitten der Nahrungshabitate.
- Die Nutzung der Nahrungshabitate kann bei Ackerflächen wegen der dynamisch wechselnden Fruchtfolge großen jährlichen Veränderungen unterworfen sein. Orts- bzw. Flächentraditionen dürften daher für die lokale Ebene ohne große Bedeutung sein (ebd). Gänse sind generell Nahrungsopportunisten und nehmen innerhalb ihres Rastplatzraumes die Flächen an, die gerade eine attraktive Nahrungsquelle darstellen (KREUZIGER 2002, KRUCKENBERG et al. 2003, WILLE 1999). Die Gänse wechseln dabei auch innerhalb eines Winters zwischen mehreren Nahrungsflächen innerhalb des Rastgebietes, die entsprechend ihrem Nahrungsangebot (Ernterückstände, Vegetationshöhe, nachwachsende Kräuter / Gras) turnusmäßig aufgesucht werden.
- Lage der Maßnahmenflächen in weithin offener Landschaft aufgrund der Meidung der Gänse gegenüber Sichtbarrieren wie hohen geschlossenen Vertikalstrukturen (Waldränder, dichte und geschlossene Baumreihen oder hohe Hecken) (SPILLING 1999 Saatgans an der Unteren Mittelelbe). Keine Nähe zu Windenergieparks im Umfeld von bis zu 1200m oder in der Einflugschneise (LAG-VSW 2007). Eine kleinflächig gegliederte Landschaft kann dagegen durchaus von Saatgänsen genutzt werden: Nach MOOJI (1993) bevorzugten die am Unteren Niederrhein überwinternden Saatgänse für die Nahrungsaufnahme Grünlandflächen in relativ ungestörten Bereichen, die periodisch überflutet wurden und ± kleinflächig durch Hecken, Gehölze und Relief strukturiert sind (ähnlich MESSER et al. 2011 S. 25 für die Rheinaue Walsum). Saatgänse zeigen eine deutlich stärkere Präferenz für trockene Nahrungsflächen und eine durch Gehölze strukturierte Landschaft als Blässgänse.
- Lage der Maßnahmenflächen in störungsarmer Landschaft: Nach BALLASUS (2005b, Niederrhein) schränkten landschaftstrukturelle Störfaktoren (Straßen/Wege, Freileitungen, Gebäude) die Gebietskapazität stark ein. Nahrungsflächen einer Mittelpunktentfernung von weniger als 120 m zu Störfaktoren wurden geringer ausgeschöpft, die genutzten Flächen kennzeichnete bei gestörter Beweidungsrhythmik eine im Mittel wenigstens halbierte Nutzungsintensität. So waren Flächen in einer Distanz von bis zu ca. 240 m zu Störfaktoren, beeinträchtigt.

Sonstige Hinweise:

- Die drei Arten Bläss-, Saat- und Weißwangengans können auch miteinander vergesellschaftet auftreten, wobei es jedoch ggf. zu Konkurrenzsituationen kommen kann (s. u.).
- Komplette Maßnahmenpakete im Rahmen eines Gänsemanagements sind für den Unteren Niederrhein ausführlich bei BRÜHNE et al. (1999)beschrieben, für andere Regionen bei HAASE et al. (1999, Brandenburg), KREUZIGER (2002, Rheinland-Pfalz) und SPILLING (1999, Untere Mittelelbe).

Maßnahmen

1. Optimierung von Gewässern (Ruhestätten) (G3.1, G3.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Saatgänse nächtigen und ruhen gerne in ruhigen Flachwasserzonen in Ufernähe. An größeren Stillgewässern (z. B. Abgrabungen) werden bei Betroffenheit von Ruhestätten Modellierungsmaßnahmen zur Schaffung von störungsarmen Flachwasserzonen durchgeführt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.

- Vorhandene, windgeschützte Stillgewässer mit Aufwertungspotenzial bezüglich der Gewässertiefe / der Uferstrukturen oder ggf. Anlage neuer Blänken und Flutmulden.

- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Da die Saatgans bevorzugt an größeren Flachgewässern rastet, wird ein Faustwert von mind. 2 ha für die Gewässergröße empfohlen.

- Schaffung / Modellierung von störungsberuhigten Gewässern mit Flachwasserzonen.

- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.

- Die Maßnahme wird idealerweise in Kombination mit Aufwertungen in schlafplatznahen Nahrungshabitaten durchgeführt (Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland und Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Acker).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei der Reduktion von Störungen besteht die maximale Fluchtdistanz gegenüber sich bewegenden und frei Sichtbaren Menschen (insbesondere mit Hunden), die Fluchtdistanz gegenüber PKW sind geringer. Auch die Truppgröße kann eine Rolle spielen: So fand SPILLING (1999), dass die Fluchtdistanzen kleiner Trupps von Bläss- und Saatgans an der Unteren Mittelelbe gegenüber einem sich im PKW nähernden Beobachter mit 60-120 m geringer war als bei größeren, doch nahmen sie bereits ab etwa 150 Vögeln bei einem Wert von ca. 200 m nicht weiter zu.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die benötigten Strukturen (Herstellung von Flachwasserbereichen, Auflichtung oder Entfernung von dichtem Ufergehölzbewuchs) sind grundsätzlich unmittelbar nach Maßnahmenumsetzung wirksam. Um den Gänsen eine Eingewöhnung und räumliche Erkundung zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit einer Vorlaufzeit von 2-3 Jahren hergestellt werden (RUNGE et al. 2010 S. A 116 gehen von 1-3 Jahren Vorlaufzeit für die Blässgans aus; es wird davon ausgegangen, dass dies auch auf die Saatgans zutrifft).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Saatgans sind gut bekannt. Die Maßnahme erscheint daher und auch wegen der häufigen Nutzung von größeren Abgrabungsgewässern der Saatgans, als grundsätzlich plausibel.

- Aufgrund der besonderen Bedeutung von traditionellen Ruhestätten und dem Fehlen konkreter Wirksamkeitsnachweise von speziell geplant angelegten Maßnahmengewässern ist bei diesem Maßnahmentyp eine Einzelfallprüfung unter Beteiligung von lokalen Experten durchzuführen und die Maßnahme mit einem Monitoring zu begleiten.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

2. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland (O1.1, G1.2, G2.1, G4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Saatgänse nutzen in erster Linie Ackerflächen, aber auch Grünlandflächen zur Nahrungsaufnahme. In störungsarmen Bereichen wird kurzrasiges, nährstoffreiches Grünland für die Saatgans als günstige Nahrungshabitate zur Verfügung gestellt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).
- Ausgangsbestand: Acker oder versiegelte Standorte
- Mittlere bis eutrophe Böden mit durchschnittlicher bis hoher Bodenfeuchte. Ungeeignet sind trockene und magere Standorte (zu geringer Nährstoffgehalt der Gräser).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffenen Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen.
- Genutztes (gedüngtes und eutrophes) Grünland mit nährstoffreichen Gräsern ist für (Saat-) Gänse besonders attraktiv, da hier mehr nährstoffreiche Biomasse zur Verfügung steht, die von ihnen als Weidegänger genutzt wer-

den kann (KREUZIGER 2002).

- Sofern noch nicht vorhanden, kann sich die Schaffung eines Mikroreliefs, bei dem auch nasse Stellen und winterlich überstaute Flachwasserbereiche vorkommen, günstig auf die Annahme der Flächen durch Gänse auswirken (KUIJKEN & VERSCHEURE 2008, HEINICKE 2008, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 161, SPILLING 1998, TESCH et al. 2010). Kleine Flachwasserbereiche (Senken, Teiche) werden zum Trinken genutzt. Es können idealerweise auch größere Flachwasserbereiche (> 1 ha) angelegt werden, die zugleich eine Funktion als Schlafplatz entfalten können. Nach Landgesellschaft Sachsen-Anhalt (2002 S. 164, Aland-Niederung) trägt eine Vernässung von Grünlandstandorten besonders im Frühjahr zur Ablenkung der Gänse von ansonsten fraßbedrohten Ackerstandorten bei.

- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen / Verringerung von Zerschneidung.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Regelmäßige Pflege des Grünlandes, Offenhaltung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Bevorzugung von Grünland mit nährstoffreichen Gräsern kann grundsätzlich soweit führen, dass benachbarte Flächen mit Extensivgrünland nur noch nachrangig aufgesucht werden (WILLE 1999). Wenn Nahrungshabitate limitierender Faktor sind (und somit ein Maßnahmenerfordernis besteht), kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass Gänse auch extensiv bewirtschaftetes Grünland mit weniger nährstoffreichen Gräsern und ggf. höherer Grasnarbe annehmen, wenngleich ansonsten Intensivgrünland bevorzugt wird (BRÜHNE et al. 1999, Unterer Niederrhein). Für Extensiv-Grünland ist dann aber eine größere Fläche erforderlich. Nach WILLE (1999) ist noch unklar, wie groß extensiv bewirtschaftete Gänserastgebiete sein müssen, um die oft unerwünschte Abwanderungen auf Intensivflächen zu vermeiden. Die Frage, wie intensiv (bezüglich Düngung und Kurzrasigkeit) eine Grünlandfläche für die Gänse bewirtschaftet werden darf, ist im Einzelfall je nach lokalen Bedingungen festzulegen. Grundsätzlich sollte in den Rastgebieten eine möglichst standorttypische und landschaftsgerechte Bewirtschaftung des Grünlandes gesichert werden (WILLE 1999).

- Keine Düngung zur Aufwertung des Nährstoffgehaltes der Gräser auf naturschutzfachlich anderweitig bedeutungsvollen Magerstandorten oder in deren direkter Nachbarschaft.

- Konflikte zwischen für Gänse optimiertem Grünland und Grünland für andere Wiesenvögel.

- BALLASUS (2005) vermutet eine Konkurrenz von Bläss- und Saatgänsen im Grünland: So zeigt sich unter koexistierenden Enten- und Gänsevögeln, dass langschnäbligere Arten Flächen mit höherem Gras und größerer Biomasse bevorzugen bzw. kurzschnäblige Arten kürzeres Gras beweiden. Nutzen Letztere das großräumige Angebot attraktiver Nahrungsflächen dabei periodisch mit kurzen Wiederbesuchintervallen wie die Blässgans am Niederrhein, genügt die zwischenzeitliche Aufwuchshöhe des Grases der Saatgans wahrscheinlich nicht für effiziente Besuche.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Maßnahmen zur Herstellung des Mikroreliefs sind unmittelbar nach Abschluss der Maßnahme bzw. in der nächsten Rastsaison wirksam. Für die Herstellung eines attraktiven Grünlandes wird eine Zeitdauer von bis zu 3 Jahren veranschlagt. RUNGE et al. (2010, S. A 116) gehen für die Blässgans von einer Wirksamkeit von 1 bis 3 Jahren aus.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 f.) wird eine Annahme der Flächen durch die Gänse erwartet. Auch RUNGE et al. (2010, S. A116 stufen die Maßnahme (Schaffung von intensiv genutztem und gedüngtem Grünland in störungsarmen Bereichen für die Blässgans) als „sehr hoch" ein. TESCH et al. (2010, Unterweser) schildern die großflächige (> 200 ha) Umsetzung eines Projektes zur Umwandlung von Grünland in ein Tidebiotop mit neu angelegtem Prielsystem. Die Maßnahmenflächen wurden von der Weißwangengans angenommen und erreichten hier internationale Bedeutung (zudem mindestens landesweite Bedeutung für Pfeifente, Schnatterente und Löffelente). Ihre Attraktivität erklärt sich nach den Autoren durch das Nebeneinander von Flachwasserzonen und niedrigwüchsigem Grünland sowie der Abwesenheit jeglicher Störungen (Jagdverbot).

- Die Eignung der Maßnahme wurde beim Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 8.11.2011) mit „hoch" bewertet.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Acker (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Saatgänse nutzen v. a. im Herbst neben Grünlandflächen auch noch nicht umgepflügte Stoppeläcker, um sich hier von Ernteresten zu ernähren. In der Maßnahme werden entsprechende Flächen durch a) verzögerten Umbruch bzw. liegen lassen der Ernterückstände, b) Ansaat von Wintergetreide / Ackergras oder c) durch direkte Zufütterung bereitgestellt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.

- Geeignete Schlafplätze im Umfeld von max. 5 km vorhanden (je näher desto besser), weithin offene Landschaft aufgrund der Meidung gegenüber geschlossenen Vertikalstrukturen (siehe oben).

- Vorhandene Ackerfläche oder versiegelte Standorte (kein Umbruch von Grünland in Acker für die Maßnahme).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Rastbestand: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und betroffene Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche empfohlen (bei Fütterungsfläche mind. 1 ha).

- Die Maßnahmen haben meist eine temporäre Eignung, die v. a. auf den Herbst beschränkt ist, wenn die Ernterückstände noch zahlreich sind. Eine längerfristige Eignung kann sich einstellen durch spät aufkeimendes Ausfallgetreide / Wildkräuter (HAASE et al. 1999) oder durch längere Zufütterungszeiten. Durch eine Staffelung z. B. der Maisernte bis Ende November können die Ernterückstände über einen längeren Zeitraum bereitgehalten werden (HAASE et al. 1999, Brandenburg).

- a) Verzögerter Umbruch / Ernteverzicht. Variante 1: Getreidestoppeläcker, Mais-, Zuckerrübe oder Kartoffelfelder werden nach der Ernte liegen gelassen bzw. erst verzögert bis nach der Herbstrast umgebrochen (BERGMANN 1999, HAASE et al. 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, LANUV 2011 S. 90, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171). Variante 2: Auf der Fläche werden die Früchte wie z.B. Getreide nicht geerntet, sondern belassen und dann bei Ankunft der Gänse durch Walzen für die Gänse zugänglich gemacht (BERGMANN 1999, SPILLING 1999). Variante 3: Anlage von Stilllegungsflächen / Anbau von Zwischenfrüchen / Untersaat, die später als Gründüngung umgeackert wird (BERGMANN 1999, LANUV 2011 S. 90): Als Begründung empfiehlt sich v. a. die Einsaat eiweißreicher Klee-Gras-Mischungen (WENDT 1999 S. 153), die z. B. als Stoppelsaat nach nicht zu spät räumenden Fruchtarten erfolgen kann. Der Zeitpunkt der Aussaat sollte so gelegt werden, dass sich die vorhandenen Pflanzen im Oktober in einem möglichst frischen Keimstadium befinden (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt 1994).

- b) Ansaat von Wintergetreide, Ackergras mit anschließender Duldung der Gänse auf den Flächen (vgl. Maßnahmenpaket in BRÜHNE et al. 1999 Unterer Niederrhein, s. u.; Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).

- c) direkte Zufütterung: Ausbringung von Getreide, Mais oder Kartoffeln auf einer Fläche (BERGMANN 1999, HEINICKE 2008, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 171

- Ggf. Entfernung von Gehölzen o. a. Vertikalstrukturen zur Schaffung freier Sichtmöglichkeiten / von Einflugschneisen.

- BRÜHNE et al. (1999, Unterer Niederrhein) schlagen verschiedene Bewirtschaftungspakete v. a. auf Acker vor (Datumsangaben mit Bezug zum Unteren Niederrhein:

    - 1. Stoppelsaat: 1. Frühzeitige Winterrüben: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst / 2. Welsches Weidelgras: Einsaat im September. Evtl. Pflegeschnitt im Herbst. / 3. Wintergerste (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. / 4. Futterroggen (statt Umbruch und Winterfurche): Einsaat nach Absprache; spätestens bis 15.10. Frühzeitige Einsaat, damit sich dichter Bewuchs bilden kann; je nach Aufwuchs ggf. im Spätherbst noch mal mähen. Hinweis: Es zeigte sich, dass der Bestand bei der Einsaat von Wintergetreide (bes. Weizen) meist gering war und nur wenig Futtermasse zur Verfügung stand. Ausnahme Futterroggen, wächst schnell und bildet auch bei später Aussaat (z. B. nach Zuckerrüben) noch viel für Gänse nutzbare Futtermasse.

    - 2. Untersaat: 1. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.1. / 2. Untersaat bei Silomais: Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2. Hinweise: Nach der Silomaisernte, bei der nur wenig Erntereste verbleiben, ist bereits nutzbares Gras vorhanden. Im Projektzeitraum gab es geringes Interesse bei den Landwirten und Witterungsprobleme.

    - 3. Ausfallgetreide: Wintergetreide nach der Ernte durchwachsen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.2.

    - 4. Nicht-Bearbeitung: 1. Welsches Weidelgras stehen lassen. Evtl. Pflegeschnitte im Herbst, Bearbeitung ab 15.1. / 2. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide). Keine Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich. / 3. Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche). Keine

Herbstdüngung und Kalkung; Umbruch nach Rüben bereits Ende Dezember nach Absprache möglich.

o 5. Gezielte Einsaat von Stilllegungsflächen

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen zur Belassung von Ernterückständen müssen jährlich wiederholt werden, wobei die Maßnahmenfläche rotieren kann. Die Zeitdauer der Fütterung ist im Einzelfall festzulegen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Flächen – v. a. die Zufütterungen – sollten jedoch nicht an empfindliche Kulturen angrenzen, da es zu starken Gänsekonzentrationen kommen kann und die Gänse die Fütterungsfläche nicht vollständig ausnutzen, sondern sich ab einem bestimmten Nutzungsmaß gleichmäßiger zu verteilen und andere, angrenzende Flächen zu nutzen beginnen (BERGMANN 1999, KREUZIGER 2002). Weitere zu beachtende Faktoren bei Zufütterungen sind nach WILLE (1999, S. 100): Das Auftreten „unnatürlicher" Vogelkonzentrationen kann einem ggf. vorhandenen naturschutzfachlichen Leitbild widersprechen, die Konzentration auf kleiner Fläche steht dem natürlichen Begrasungszyklus entgegen, der zu gleichmäßiger extensiver Beweidung führt, durch die Konzentration der Gänse kann es zu hygienischen Problemen / Krankheitsverbreitungen kommen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Gänse sind Nahrungsopportunisten und nehmen die Maßnahmenflächen in der Regel schnell an (RUNGE et al. 2010 S. A 116 für die Blässgans, WILLE 1999 für Saat-, Bläss- und Graugans, ZHU et al. 1987 zit. bei KREUZIGER 2002 für Gänse allgemein).

- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar (nach der Ernte bzw. nach Ausbringung des Futters). Sie besitzt jedoch nur eine temporäre Eignung (Stoppelacker / Ernterückstände), bis das Futter auf der Fläche so weit abgenommen hat, dass sich die Suche nicht mehr lohnt. Bei Zufütterungen ist die Dauer der Fütterung entscheidend.

- SPILLING (1999) berichtet von einem Projekt in der Elbtalaue (Landkreis Lüneburg). Dort wurden Wintergetreideäcker (Gerste, Weizen) und Mais nicht abgeerntet und stattdessen zur Ankunftszeit der Gänse im Oktober gewalzt, um so ein besonders attraktives Nahrungsangebot zu schaffen und eine Verringerung der Schäden auf andere Flächen zu erreichen. Im Ergebnis kam es kurzfristig zu sehr hohen Gänsedichten, aber die Nahrung war meist nach wenigen Tagen aufgebraucht (max. Nutzungsdauer 13 Tage).

- Bei den Maßnahmentypen 4.2 und 4.3 (Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Wintergetreide) / Nichtbearbeitung nach Körnermais oder Zuckerrüben (statt Umbruch und Winterfurche) bei BRÜHNE et al. (1999) am Unteren Niederrhein wurden von den eintreffenden Gänsen zunächst die frisch abgeernteten Maisäcker und, sobald vorhanden, v. a. abgeerntete Rübenfelder bevorzugt. Die Zahlen bauen sich über einige Tage auf, halten 2-3 Tage an und nehmen dann innerhalb von ca. 2 Tagen wieder ab. Insgesamt wird eine Zuckerrübenfläche über einen Zeitraum von 1-2 Wochen genutzt. Danach ist fast kein Futtermaterial mehr vorhanden und die Fläche hat für den Rest des Winters keine Bedeutung mehr für Gänse. Nach der Nutzung der Erntereste von Mais / Zuckerrübe kam es zur zunehmenden Nutzung von Grünland, Ackergras und Wintergetreide.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Arten sind gut bekannt. In Anlehnung an die Erfahrungen beim Gänsemanagement (DEGEN et al. 2009, HAASE et al. 1999, KREUZIGER 2002, Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 160 ff.) wird eine Annahme der Flächen durch die Saatgänse erwartet. Ggf. kann die Annahme der Maßnahmenflächen durch Anlockung der Tiere über Gänseattrappen unterstützt werden (Landgesellschaft Sachsen-Anhalt 2002 S. 172).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Saatgans besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Nahrungshabitaten. Maßnahmen für die Ruhestätten sind Einzelfallentscheidungen und von einem Monitoring zu begleiten.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahmen zur Herstellung von Nahrungshabitaten im Grünland haben eine höhere Priorität als die Optimierung von Gewässern (Ruhestätten). Die Saatgans nutzt im Verhältnis zu Bläss- und Weißwangengans zwar eher Äcker, auf Äckern ist das Nahrungsangebot aber kurzfristiger verfügbar als auf Grünland.

Quellen:

Ballasus, H. (2005): Habitatwahl und -präferenz der Bläss- und Saatgans Anser albifrons, A. fabalis am Unteren Niederrhein – Historische Veränderungen und mögliche Ursachen. Vogelwarte 43, 2005: 123-131

Ballasus, H. (2005b): Ökologie und Verhalten überwinternder Bläss- und Saatgänse (Anser a. albifrons Scop. 1769, Anser fabalis rossicus Buturlin 1923): Faktoren der Koexistenz Vogelwarte 43, 2005: 141-142.

Bergmann, H. H. (1999): Winterökologie arktischer Gänse in Deutschland. NNA-Berichte 12 (3): 105-112.

Bos, D.; Maarten, J. E.; Loonen, J. E.; Bakker, J. P. (2008): Fertilisation of coastal grasslands and capacity for accommodatin geese. Vogelwelt 129: 141-146.

Brühne, M.; Mooij, J. H.; Schwöppe, M.; Wille, V. (1999): Projekt zur Minderung von Gänsefraßschäden am Unteren Niederrhein in Nordrhein-Westfalen. NNA-Berichte 12 (3): 156-162.

Degen, A.; Königstedt, B.; Wübbenhorst, J. (2009): Gastvogelmanagement in der Niedersächsischen Elbtalaue. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 29 (1): 3-39.

Feige, N., D. Doer, V. Wille, M. Krüger & F. Bindrich (2011): Bestandsentwicklung der arktischen Wildgänse in NRW in den Winterhalbjahren 2004/05 bis 2009/10. Charadrius 47: 161-174.

Haase, P.; Langgemach, T.; Pester, H.; Schröter, H. (1999: Management von wandernden Wasservogelarten (Gänse, Schwäne, Kraniche) zum Schutze landwirtschaftlicher Kulturen in Brandenburg – Möglichkeiten und Grenzen. Berichte zum Vogelschutz 37: 69-84

Heinicke, T. (2008, Bearb.): Wildlebende Gänse und Schwäne in Sachsen. Vorkommen, Verhalten, Management. Broschüre, herausgegeben vom Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), 48 S.

Kreuzinger, J. (2002): „Gänseschäden in Rheinland-Pfalz". Zusammenfassung, Bewertung, Lösungsmöglichkeiten Studie im Auftrag des Landesamts für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht in Oppenheim. In Zusammenarbeit mit der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland, Frankfurt/Main. 71 S. + Anhang.

Kruckenberg, H.; Borbach-Jaene, J.; Südbeck, P. (2003): Die Europäische Bleßgans (Anser a. albifrons. In: Kruckenberg, H: (Bearb.): Muster der Raumnutzung markierter Bleßgänse (Anser albifrons albifrons) in West- und Mitteleuropa unter Berücksichtigung sozialer Aspekte. Disseration Universität Osnabrück: 10-15.

Kuijken, E.; Verscheure, C. (2008): Greater White-fronted Geese Anser albifrons and Pink-footed Geese A. brachyrhynchus wintering in Belgium: observations on interspecific relations. Vogelwelt 129: 185-190.

Kwak, R.; van der Jeugd, H.; Ebbinge, B. (2008): The new Dutch policy to accomodate wintering waterfowl. Vogelwelt 129: 134-140

LAG_VSW [Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten] (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätze ausgewählter Vogelarten. Ber. Vogelschutz 44: 151-153.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV, 2011) Maßnahmenkonzept für das EU-Vogelschutzgebiet „Unterer Niederrhein“ DE-4203-401. Im Auftrag des Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz NRW (MKULNV), 269 S.

Landgesellschaft Sachsen-Anhalt mbH (2002): Agrarstrukturelle Entwicklungsplanung (AEP) Elbe I. Kap. 4.5.1 Leitprojekt: Wildgänsemanagement. Band 3, S. S. 160-180. Stand Dezember 2002. http://www.die-altmark-mittendrin.de/index.php?id=119, Abruf 10.10.2011.

Meßer, J.; Rovers, W.; Bernok, W. (2011): Auswirkungen von Bergsenkungen und Kiesabbau auf die winterlichen Wasservogelbestände in der Rheinaue Walsum. Charadrius 47 (1): 1-28.

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Sachsen-Anhalt (1994): Erlass „Schäden an landwirtschaftlichen Kulturen durch Wildgänse“, Oktober 1994.

Mooij, J. H. (1993): Development and management of wintering geese in the Lower Rhine area of North Rhine-Westfalia / Germany. Die Vogelwarte 37: 55-77.

Runge, H.; Reich, M.; Simon, M. & H. Louis (2010): Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturmaßnahmen. Endbericht. Umweltforschungsplan 2007, Fkz 3507 82 080. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bearb.; Planungsgruppe Umwelt, Inst. für Umweltplanung der Univ. Hannover, Büro Simon & Widdig & Prof. H.W. Louis. Hannover / Marburg (Juni 2010). 383 Seiten

Spilling, E. (1998): Abschlussbericht zum Projekt: Raumnutzung überwinternder Wildgänse in der Elbtalaue: Wechselwirkungen zwischen Raumbedarf und anthropogener Raumbegrenzung. Universität Osnabrück, Fachbereich Biologie.

Spilling, E. (1999): Übersicht über die Weideschäden durch Gänse und andere Vögel in Deutschland und fachliche Anforderungen an die Schadensermittlung. NNA-Berichte 12 (3): 138-144.

Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.

Wendt W. (1999): Situationsbericht zur Gänseschadensproblematik aus Sachsen-Anhalt. NNA-Ber. Schneverdingen. Vögel in der Kulturlandschaft – Gänseschadensmanagement in Deutschland. 12. Jahrgang, Heft 3, S. 152-153.

Wille, V. (1999): Grenzen der Anpassungsfähigkeit überwinternder Wildgänse an anthropogene Nutzungen. Dissertation Universität Osnabrück. Cuvillier Verlag, Göttingen, 147 S.

Schleiereule *Tyto alba* ID 48

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Die Schleiereule brütet in der Regel in dunklen, geräumigen Nischen / Höhlen innerhalb von Gebäuden (z. B. in Dachböden oder Türmen von Kirchen, Scheunen, Schuppen etc.), wo oft auch Nistkästen angenommen werden. Der Brutplatz wird meist über mehrere Jahre beibehalten. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Nistplatzes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher der besetzte Brutplatz und dessen unmittelbare Umgebung (gesamtes Gebäude bzw. der entsprechende Raum des Gebäudes) angesehen. Eine konkrete Abgrenzung essenzieller Nahrungshabitate ist für die Schleiereule in der Regel aufgrund ihres großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Habitattypen nicht erforderlich.

Ruhestätte: Neben dem Nistplatz werden als Tageseinstand weitere Nischen meist in unmittelbarer Umgebung zum Nistplatz sowie ggf. deckungsreiche Baumgruppen genutzt. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Regel in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Gebäude mit geeigneten Nischen / Nistkästen als Brutplatz
- Offene, strukturierte Kulturlandschaft im Umkreis des Brutplatzes mit Grünland, Brachen, Grenzlinien als Nahrungshabitat.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Die Schleiereule zeigt starke Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von der Winterhärte und dem verfügbaren Nahrungsangebot (, v. a. Feldmaus, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 116/ 125). In schneereichen, kalten Wintern haben Vögel als Nahrungsquelle eine wichtige Bedeutung. Neben Maßnahmen, die das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern erhöhen (Anlage von Extensiv-Grünland, Entwicklung von Extensivacker und Brachen), wirken hier auch Strukturen positiv, die als Übernachtungsplätze für Kleinvögel geeignet sind (Hecken u. a., Entwicklung von Extensivacker und Brachen).
- Da Schleiereulenvorkommen oft auf / bei landwirtschaftlichen Betrieben liegen, ist für den Maßnahmenerfolg in der Regel eine Zusammenarbeit mit dem betreffenden Landwirt erforderlich. Weiterhin werden Vorkommen oft von Einzelpersonen / Gruppen betreut, die an der Maßnahmenkonzeption ebenfalls beteiligt werden sollten.

Maßnahmen

1. Optimierung des Angebotes von Nistmöglichkeiten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Schleiereule brütet in dunklen, geräumigen Nischen / Höhlen meist innerhalb von Gebäuden. Durch das Öffnen von Einflugmöglichkeiten in unzugänglichen, ansonsten geeigneten Räumen und / oder das Anbringen von artspezifischen Nistkästen werden der Schleiereule neue Brutmöglichkeiten angeboten, wenn diese limitierender Faktor sind.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Geeignete Gebäude / Räume (Kirchtürme, Scheunen, Dachstühle etc.), idealerweise innerhalb desselben Gebäudekomplexes wie der betroffene Brutplatz.
- Idealerweise im Umfeld bis 500 m, max. bis 1000 m Vorkommen geeigneter Nahrungshabitate (je näher desto besser; innerhalb von 500 (-1000) m Radius zum Brutplatz kann normalerweise eine Nahrungssuche der Schleiereule erwartet werden, nur bei suboptimalen Bedingungen werden auch größere Distanzen zurückgelegt: an JONG 2006, WUNDKTE & SCHNEIDER 2003, MEBS & SCHERZINGER 2000 S. 117, SCHNEIDER 1997 S. 9).
- Katzen- und mardersichere Standorte.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Öffnen von mind. 1 Einflugmöglichkeit zu einem vorher verschlossenen Raum (z. B. Anbringen einer Dachluke oder Entfernen von gegen Tauben vergitterte Kirchtürme). Einflugöffnung mind. 18 cm hoch, 12 cm breit (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 131). Sofern keine geeigneten Nischen im Raum vorhanden bzw. zur Verhinderung von Verschmutzungen Anbringung mind. Von 1 artspezifisch geeigneten Nistkasten.
- Artspezifische Nistkästen weisen mind. folgende Maße auf: Länge 100 cm, Breite 70 cm, Höhe 70 cm (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 74), idealerweise > Länge 120 cm, Breite 80 cm, Höhe 70 cm (www.schleiereulen.de, DIEHL 2006). Es ist empfehlenswert, den Einschlupf ca. 30 cm über dem Boden einzurichten, damit die Jungeulen nicht zu früh den Eingang erreichen können und u. U. abstürzen. Wenn möglich (jedoch aufwändiger), Bau von Bretterverschlägen (mit Brettern abgegrenzte kleine Räume) mit 2-4 qm Grundfläche und > 2 m Höhe (DIEHL 2006). Kleinere Kastenmaße mit 100 cm Länge, 50 cm Breite und 50 cm Höhe, die teilweise auch im Fachhandel erhältlich sind, werden zwar auch erfolgreich angenommen, entsprechen aber nicht dem Platzbedarf junger Schleiereulen (DIEHL 2006, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 252) und sollen daher im Regelfall nicht verwendet werden.
- Kasten mit etwas Sägespäne, Gehölzhäckselgut o. a. auslegen, damit die Eier nicht umherrollen.
- Die Anbringung soll von fachkundigen Personen vorgenommen werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflegedauer: Alle 2-3 Jahre sind die Nistkästen auf Funktionstüchtigkeit zu überprüfen, vor allem aus kleineren

Kästen sind im Herbst viel angehäufte Gewölle und Beutereste zu entfernen. Nach der Entleerung Einbringen von grobem Sägemehl, Hobelspänen, Gehölzhäckselgut oder einen Teil des Nistmulms im Kasten belassen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Tauben können durch Einbau einer Zwischenwand zwischen der seitlich angebrachten Einflugöffnung und dem Brutraum abgeschreckt werden. Dadurch wird der Brutraum verdunkelt, was von den Eulen bevorzugt, von Tauben gemieden wird (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 131).

- Sofern vorhanden, können als umfangreichere Maßnahme auch neue Brutmöglichkeiten durch Umbau von alten Trafohäusern o. a. (für mehrere Arten) entstehen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Teilweise können jedoch Jahre vergehen, bis neu aufgehängte Kästen angenommen werden, wenn Niststandorte kein limitierender Faktor sind oder andere Faktoren eine Ansiedlung der Schleiereule verhindern oder verzögern. Um den Eulen eine Eingewöhnung zu ermöglichen, ist jedoch eine Vorlaufzeit von mind. 1 Jahr zu veranzuschlagen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig einsetzbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Die Annahme von Nistkästen durch die Schleiereule ist zahlreich belegt (z. B. BAUER et al. 2005, MEBS & SCHERZINGER 2000, PREUSCH & EDELMANN 2010) und kann als gesichert gelten. Daher besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: sehr hoch

2. Anlage von Extensiv-Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung: Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Schleiereule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihr einen Zugriff auf die Nahrungstiere, meist Wühlmäuse, ermöglichen (ARLETTAZ et al. 2010, SCHNEIDER 1997, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Schleiereule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Im Regelfall im Umkreis < 500 m zum Brutplatz, da Schleiereulen insbesondere während der Brutphase auf Jagdgebiete in Nistplatznähe angewiesen sind (SCHNEIDER 1997, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003).
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Entwicklung von Extensivacker und Brachen und Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften, Strukturierung von Waldrändern). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 3-5 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg. (Mahdturnus zum Vergleich: 10-30 Tage Steinkauz, 2-4 Wochen Waldohreule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfang kurze Vegetation.)
    - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere der Schleiereule zu erhöhen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die Ergebnisse von ARLETTAZ et al. (2010), SCHNEIDER (1997) und WUNDTKE & SCHNEIDER (2003) weisen auf die Bedeutung der Zugänglichkeit zu Nahrungstieren (kurzrasige Bereiche in der Nähe zu Grenzlinien) für die Nahrungssuche der Schleiereule hin. Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen für die Mäusejäger Turmfalke und Waldohreule, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. Die Schaffung kurzrasiger Bereiche benachbart zu kleinsäugereichen, höherwüchsigen Beständen wird vom Typ her von ARLETTAZ et al. (2010) für die Schleiereule empfohlen. Für Waldohreule und Turmfalke mit ähnlicher Ernährungsweise beschreiben ASCHWANDEN et al. (2005) eine hohe Wirksamkeit. Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Extensivacker (O2.3) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Schleiereule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Schleiereule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Im Regelfall im Umkreis < 500 m zum Brutplatz, da Schleiereulen insbesondere während der Brutphase auf Jagdgebiete in Nistplatznähe angewiesen sind (SCHNEIDER 1997, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003).
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten mit Mangel an Grünland
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paaren
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern" (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Anlage von Extensiv-Grünland und Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften, Strukturierung von Waldrändern). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebene Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie die Schleiereule. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme: Anlage von Extensivgrünland, möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
    - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
    - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010).

Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch die Schleiereule zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- ARLETTAZ et al. (2010) sowie WUNDTKE & SCHNEIDER (2003) wiesen nach, dass Brachen besonders kleinsäugerreiche Habitate sind. Die telemetrierten Schleiereulen nutzten die Brachen jedoch nur unterdurchschnittlich, da durch die hohe und dichte Vegetation die Zugriffsmöglichkeit erschwert war. ARLETTAZ et al. (2010) empfehlen daher in Anlehnung an Untersuchungen zu Waldohreule und Turmfalke (ASCHWANDEN et al. 2005), dass in der Fläche oder benachbart kurzrasige Streifen angelegt werden. Für diese Bestände kann von einer günstigen Eignung als Nahrungshabitat ausgegangen werden (ebd.), ebenso wie für lückige, „ökologisch" bewirtschaftete Getreideschläge (WUNDTKE & SCHNEIDER 2003). SCHNEIDER (1997) weist weiterhin auf die Bedeutung der Winterstoppel für die Schleiereule hin, ebenso HÖTKER et al. (2004) für andere mäusejagende Vögel. BRABAND et al. (2006 S. 155 ff.) fanden im Kreis Soest eine hohe Dichte von Kleinnagern und Kleinvögeln (potenzielle Beutetiere der Schleiereule) in entsprechenden Maßnahmenflächen und eine häufigere Nahrungssuche von Greifvögeln in den Flächen im Vergleich zu konventionell bewirtschaftetem Getreide.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

4. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften, Strukturierung von Waldrändern (O3, W4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Schleiereule jagt oft entlang von Waldrändern o. a. Grenzlinien. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitate für die Schleiereule, indem für ihre Nahrungstiere (v. a. Kleinnager, ferner Kleinvögel) günstige Strukturen mit Grenzlinien (z. B. Hecken, Waldrandgestaltung) geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Schleiereule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ

erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2-5 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 1 km) im Aktionsraum empfohlen, je nach lokaler Situation und Beeinträchtigung auch mehr (möglich in Kombination mit Anlage von Extensiv-Grünland und Entwicklung von Extensivacker und Brachen).
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für die Schleiereule relevanten Nahrungstieren (v. a. Kleinsäuger):
- Anlage und Pflege von Hecken: Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Gras-/Krautstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder der Schleiereule durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigen Wegen oder auf Straßen, Eisenbahntrassen zulaufend o. a.).
- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen: Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Gras-/Krautstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen mit Mahdgutabtransport.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst". Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August, Abtransport des Mahdgutes. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.

- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht mit hohen Baumreihen o. a.

- Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (v. a. Besiedlung durch Kleinnager als Hauptbeutetiere der Schleiereule).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahmen sind kurzfristig wirksam. Der Maßnahmentyp (Strukturierung von Offenland) wird von BAUER et al. (2005, S. 694) für die Schleiereule empfohlen. (Weitere) Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor, die Maßnahme ist jedoch von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Schleiereule besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Arlettaz, R.; Krähenbühl, M.; Almasi, B.; Roulin, A.; Schaub, M. (2010): Wildflower areas within revitalized agriculture matrices boost small mammals populations but not breeding Barn Owls. Journal für Ornithologie 151 (3): 553-564.

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

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

Bosshard, A. (2000): Blumenreiche Heuwiesen aus Ackerland und Intensiv-Wiesen. Eine Anleitung zur Renaturierung in der

landwirtschaftlichen Praxis. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (6): 161-171.

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

Diehl, O. (2006): ute Tradition kritisch gesehen: Mehr Platz für junge Schleiereulen. Der Falke 53: 390-393.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)

Jong, J. de (2006): Populationsentwicklung der Schleiereule (Tyto alba) in den Niederlanden und bestandsbeeinflussende Faktoren (1970-2002). In: Stubbe, M. & Stubbe, A. (Hrsg.): Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten 5: 513-527

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

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Hötker, H.; Jeromin, K.; Rahmann, G.: Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Landbauforschung Völkenrode 4 (54): 251-260.

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

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

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

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

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

Preusch, M. R.; Edelmann, J. (2010): Populationsdynamik von Turmfalke (Falco tinnunculus) und Schleiereule (Tyto alba) auf einer gemeinsamen Probefläche im Kraichgau (Südwestdeutschland). Vogelwarte 48: 33-41

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

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011

Schneider, R. (1997): Die Integration des Schleiereulenschutzes in ein Konzept nachhaltiger Landwirtschaft, Beispiele aus Brandenburg. Eulen-Rundblick 46: 3-10.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81

Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule Tyto alba. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

www.schleiereulen.de, Abruf 15.3.2011

Schnatterente *Anas strepera* ID 49

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Die Schnatterente legt ihre Nester in dichter Vegetation auf Inseln oder im direkten Umfeld von flachen Gewässern an, die sie als Nahrungsraum nutzt (BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM 1990, S. 334). Die Schnatterente bevorzugt möglichst trockene, erhöht liegende und dicht bewachsene Standorte. Das Nest wird in jedem Jahr neu angelegt, wobei sich der brutzeitliche Aufenthaltsort in aufeinander folgenden Jahren weitgehend decken kann (GATES 1962). Da die Jungvögel Nestflüchter sind, ist das engere Umfeld mit den, nach dem Schlüpfen zur Jungenaufzucht notwendigen Strukturen der Fortpflanzungsstätte hinzuzurechnen. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte damit den Bereich der Nestanlage und den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flüggewerden der Jungtiere.

Ruhestätte: Während der Brutzeit sind die Ruhestätten in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Nach der Brutzeit (hauptsächlich im Juli und August) macht die Schnatterente ihre Vollmauser durch und ist in dieser Zeit flugunfähig. Die Vorkommen sind dann auf relativ kleinflächige Areale beschränkt und gleichzeitig stark auf Gebiete ohne Störungen angewiesen. Die Schnatterenten sind dann gesellig und bilden große Schwärme. Diese traditionellen Rastplätze sind als Ruhestätten abzugrenzen und setzen sich aus dem (Flach-) Gewässer und dessen Ufer zusammen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen.

Habitatanforderungen

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

- Schnatterenten brüten an seichten, stehenden bis langsam fließenden eutrophen Binnengewässern (BAUER et al. 2005 S. 86). In NRW kommt die Schnatterente vor allem an Altarmen, Altwässern, Rieselfeldern, Fischteichen, Landwehren und Gräben mit geringer Strömung in Feuchtgrünlandbereichen sowie auf Abgrabungsgewässern vor (KLEIN 1980, MUNLV 2007, SUDFELDT in NWO 2002, SUDMANN et al. 2012).
- Der Raumbedarf zur Brutzeit wird von FLADE (1994) mit < 5 bis > 10 ha angegeben.
- Eine geringe Tiefe des Gewässers ist von entscheidender Bedeutung, da die Schnatterente als Gründelente nur in flachem Wasser die submerse Vegetation erreichen kann. Die Nahrungssuche erfolgt vorwiegend seihend. Sie fressen überwiegend pflanzliche Kost.
- Ein wichtiges Habitatelement für die Nestanlage ist eine dichte Ufervegetation auf erhöhten trockenen Standorten, an denen das Nest versteckt werden kann. Kleine, dicht bewachsene Inseln (hohes Gras, Brennnessel- oder Distelfluren) werden oft in großer Konzentration von Schnatterenten zur Brut angenommen (RUTSCHKE 1990, WILLMS & CRAWFORD 1989), da der Prädationsdruck hier weniger stark ausgebildet ist und menschliche Störungen im Allgemeinen geringer sind. Da solche Inseln in NRW selten sind, brütet die Schnatterente hier in dicht bewachsenen Uferstreifen (Hochstaudenfluren, Gehölze, Röhrichte; SUDMANN et al. 2012).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

Die im Folgenden beschriebenen Maßnahmen beziehen sich auf Brutvögel, für die Rastvögel siehe gesondertes Formblatt

1. Entwicklung von Habitaten in Grünlandgebieten (G4, O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Viele ehemalige Feuchtgebiete wie Niedermoore und Auen werden seit Langem durch Gräben, Drainagen und Pumpen entwässert, sodass Flachgewässer kaum noch zu finden sind. Grünlandkomplexe, die von Gräben durchzogen werden, werden häufig bis an die Gewässer heran intensiv genutzt. Reliktgewässer haben häufig nur einen schmalen ungenutzten Uferstreifen. In diesen Niederungen fehlen der Schnatterente die flachen Gewässer zur Nahrungssuche und/oder vegetationsreiche höher gelegene Uferstreifen für die Brut. Der begrenzende Faktor zur Besiedlung ist somit ein artgerechter Wasserstand sowie ein ausreichendes Angebot an trockenen, dicht mit Gräsern oder Stauden bewachsenen Brutplätzen.
Zur Förderung oder Wiederansiedlung der Schnatterente in grabendurchzogenen Grünlandkomplexen oder ehemaligen Feuchtgebieten sind in der Regel eine Wiedervernässung der Flächen sowie die Angleichung der hydrologischen Verhältnisse an einen naturnahen Zustand zielführend. Je nach lokalen Gegebenheiten und aktueller Nutzung der Gebiete können vorhandene Gräben geschlossen oder mit Stauanlagen versehen werden. Dabei sollte ein naturnaher Wasserstand bzw. eine naturnahe Dynamik angestrebt werden. Ausreichend breite Uferstreifen müssen vor und während der Brutzeit ungenutzt bleiben, sodass sich dort eine dichte Vegetation entwickeln kann.
Die Anhebung des Wasserstandes schafft die Voraussetzung für geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die Schnatterente. Soweit keine flachen Gewässer oder ein Relief aus Kuppen und Senken vorhanden ist, müssen zusätzlich künstliche Senken angelegt werden, damit flache Gewässer als Nahrungsgebiet während Brut und Jungenaufzucht zur Verfügung stehen. Bei der Gestaltung dieser Maßnahmen sollten nach Möglichkeit hinreichend hoch gelegene, trockene Inseln angelegt werden, die von der Art zur Brut bevorzugt werden.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger mit frei laufenden Hunden etc.) zu achten.

- Großflächige Offen- bis Halboffenland-Standorte mit Potenzial zu einer Wiedervernässung (z. B. vorhandene Drainagen oder Gräben). Geeignete Standorte sind im Winterhalbjahr bzw. aus bei Hochwasser aufgenommenen Luftbildern gut zu identifizieren (vegetationslose oder nasse Stellen im Grünland oder Acker).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Die Schnatterente benötigt ein großes, flaches Gewässer (Stillgewässer, Grabennetz) mit Wasserpflanzen zur Nahrungssuche und eine dichte Ufervegetation auf trockenem Grund für den Nistplatz. Diese beiden Elemente müssen in enger Verzahnung vorhanden sein.
- Der Wasserstand sollte so geregelt werden, dass die Brutplätze nicht überflutet werden können.
- Bei flachem Relief ggf. Schaffung künstlicher Senken / Flachgewässer durch Abschieben des Oberbodens. Modellierte Geländeoberflächen müssen flache Bereiche für die gründelnde Schnatterente sowie trockene Nistmöglichkeiten aufweisen Gut geeignet sind hoch gelegene Inseln, da diese gerne als Nistplätze gewählt werden (LOKEMOEN et al. 1984).
- Die Ufervegetation (mind. 5 m Breite) sollte vor Abschluss der Jungenaufzucht nicht gemäht oder beweidet werden, damit die Schnatterenten dort im hohen Gras, in Brennnessel- oder Distelherden versteckt ihre Nester anlegen und Verluste durch Mahd oder Beweidung (GILBERT et al. 1996) vermieden werden (ggf. Auszäunung des Ufers) .

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☒

- Die Sicherung bzw. Kontrolle der Wasserstände muss gegeben sein.
- Flache Gewässer unterliegen einer raschen Verlandung und müssen gegebenenfalls gelegentlich geräumt werden. Eine sommerliche Beweidung ab August verzögert die Verlandung deutlich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Notwendige Grabenräumungen und andere Gewässerunterhaltungen sind außerhalb der Brutzeit der Schnatterente durchzuführen, also außerhalb der Zeitspanne von April bis August.
- In Gebieten mit Vorkommen von Wiesenlimikolen sind die Maßnahmen an deren Habitatanforderungen anzupassen und mit der Gebietsbetreuung abzustimmen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Dauer bis zur Wirksamkeit der Maßnahme hängt vor allem vom aktuellen Vorkommen der biotoptypischen Pflanzen in der unmittelbaren Umgebung und damit der Geschwindigkeit der Besiedlung der neu geschaffenen Flächen durch Pflanzen ab, die sich als Nahrung (Laichkräuter und Gräser) für die Schnatterente eignen, sowie von der Lage im räumlichen Zusammenhang zu anderen besiedelten Feuchtgebieten. Unter günstigen Ausgangsbedingungen ist die Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren erreicht.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen sind auf geeigneten Flächen kurzfristig entwickelbar.
- Wieder- / Dauervernässungen werden von BAUER et al. (2005 S. 86) für die Schnatterente empfohlen. In der Lundener Niederung (südlich Friedrichstadt, Schleswig-Holstein) fand 1999 auf ca. 320 ha des fast verlandeten Mötjensees eine Wasserstandsanhebung um 30-50 cm statt, die angrenzenden Grünlandflächen wurden extensiv bewirtschaftet. 2001 konnte erstmals die Schnatterente als Brutvogel nachgewiesen werden (GLOE 2002). (Weitere) wissenschaftliche Untersuchungen liegen nicht vor.
- Die Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von Habitaten in ehemaligen Altarmen und Altwässern (G5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Viele der ehemaligen Altwässer und Altarme wurden durch den Bau von Dämmen von ihrem Fluss abgeschnitten und haben somit ihre natürliche Dynamik verloren und verlanden zunehmend. In diesen Bereichen fehlen heute oftmals die nicht austrocknenden flachen Gewässer, die die Schnatterente zur Nahrungssuche benötigt, da die abgedeichten Flächen in der Regel entwässert werden und/oder die flachen Gewässer infolge fehlender Dynamik der Flussaue verlandet sind. Limitierende Faktoren zur Besiedlung sind somit der Wasserstand und/oder das Vorhandensein flacher Gewässer.
Maßnahmen in ehemaligen Altarmen und Altwässern bestehen daher aus einer Wiedervernässung der Flächen, ggf. auch dem Anschluss an die natürliche Fließgewässerdynamik sowie der Anlage flacher, während der Brutzeit wasserführender Senken. Eine Wiedervernässung kann erreicht werden, durch eine Verringerung der Entwässerung oder durch Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushalts durch Wiederanschluss der Aue an das Fließgewässer. Eine Verringerung der Entwässerung von Auen kann in der Regel durch Schöpfwerke bzw. Siele gesteuert werden. Der Anschluss an das Fließgewässer kann durch einen Durchlass in dem Deich/Damm mittels eines Sieles oder – im naturschutzfachlich günstigsten Fall – durch eine Rückverlegung des Deiches oder Dammes erfolgen. Im letzten Fall wird die natürliche Dynamik des Flusses vollumfänglich wieder zugelassen.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Großflächige Offen- bis Halboffenland-Standorte in einer Aue mit Potenzial zu einer Wiedervernässung (z. B. vorhandene Drainagen oder Gräben). Geeignete Standorte sind im Winterhalbjahr bzw. aus bei Hochwasser aufgenommenen Luftbildern gut zu identifizieren (vegetationslose oder nasse Stellen im Grünland oder Acker).
- Das Gebiet muss Senken oder Altarme aufweisen oder sie müssen künstlich geschaffen werden, sodass sich flache Gewässer bilden, die tief genug sind, auch im Sommer Wasser zu führen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Die Schnatterente benötigt ein großes, flaches Gewässer mit Wasserpflanzen zur Nahrungssuche oder ein dichtes Netz aus Gräben und eine dichte Ufervegetation aus langem Gras oder Stauden für die Nestanlage. Diese beiden Elemente müssen eng verzahnt vorhanden sein.
- Verlandete Altarme müssen zur Wiederherstellung der Funktionsfähigkeit eventuell geräumt oder teilgeräumt werden. Zur Sicherstellung des Nahrungshabitats eignet sich auch die Anlage flacher Senken in der Aue (vgl. Entwicklung von Habitaten in Grünlandgebieten), die während der Brutzeit Wasser führen. Um eine hinreichende Deckung während der Brutzeit zu gewährleisten, dürfen Uferstreifen (mind. 5 m Breite) der Gewässer vor und während der Brutzeit nicht gemäht oder beweidet werden (ggf. Auszäunung). Da flache Senken insbesondere in nährstoffreichen Auen zu einer raschen Verlandung tendieren, müssen sie entweder nach Abschluss der Brutzeit in eine Beweidung einbezogen werden (verhindert die Ausbreitung von Röhrichten) oder in regelmäßigen Abständen geräumt bzw. neu angelegt werden.
- Modellierte Wasserflächen müssen flache Bereiche für die gründelnde Schnatterente besitzen und trockene Nistgelegenheiten bieten. Von besonderer Bedeutung sind Inseln in flachen Gewässern, da diese in hohen Dichten als Nistplatz gewählt werden und einen hohen Bruterfolg gewähren (DUEBBERT 1966).
- Zur Renaturierung von Fließgewässern vgl. „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☒

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Notwendige Gewässerunterhaltungen sind außerhalb der Brutzeit der Schnatterente (April bis August) durchzuführen. Eine Einbeziehung der Uferstreifen und flachen Senken in die Beweidung darf erst nach Abschluss der Brutzeit erfolgen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- In der Regel wird die Wirksamkeit der Maßnahme innerhalb bis zu 5 Jahren erreicht, da die Schnatterente keine besonderen Ansprüche an Strukturen mit langer Entwicklungsdauer stellt. Hochwüchsige Gras- und Staudenbestände zur Deckung etablieren sich meist innerhalb von 1 bis 2 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Wirksamkeitsbelege und gezielte wissenschaftliche Untersuchungen zur Auswirkung von Fließgewässer-Renaturierungen auf den Bestand der Schnatterente sind nicht vorhanden. Grundsätzlich werden jedoch Altarme und Altwässer von Enten verschiedener Arten aufgrund ihrer Lebensstrategie rasch angenommen und als Brutplatz gewählt.
- Die Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Verbesserung der Eignung von Gewässern (Brutplatz) (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wenn Gewässer eine geringe Siedlungsdichte der Schnatterente aufweisen, obwohl große, flache Bereiche zur Nahrungssuche vorhanden sind, kann der geringe Bestand an dem Fehlen von geeigneten Brutplätzen liegen. Als geeignet sind Brutplätze anzusehen, wenn sie eine dichte Vegetation aus Gräsern und Stauden aufweisen, auf trockenem Grund

liegen, für Bodenprädatoren (Säugetiere) schwer zugänglich und frei von Störungen sind. Diese vier Elemente finden sich häufig in optimaler Ausprägung auf Inseln im Brutgewässer. Die Schnatterente kann unter diesen Umständen in hoher Dichte brüten (DUEBBERT 1966).

Eine Förderung kann somit durch Schaffung von Brutinseln in geeigneten Gewässern (auch anthropogenen Gewässern wie Klärteiche, Rieselfelder) erzielt werden, selbst wenn diese schon besiedelt sind. Die Größe der Inseln und ihre Gestaltung müssen der Größe und der Tiefe des Gewässers angepasst sein. Inseln können durch Aufschüttung, Abgrabung von Uferbereichen unter Aussparung der Inseln geschaffen werden. Die Gestaltung von Inseln durch Aufschüttung in einem Gewässer sollte, wegen des starken Eingriffs nur unternommen werden, wenn das Gebiet dadurch insgesamt eine Aufwertung aus Naturschutzsicht erfährt.

Die Maßnahme schafft geeignete Bruthabitate für die Schnatterente an einem bestehenden Flachgewässer bzw. führt zu einem starken Anstieg der Siedlungsdichte der Schnatterente in einem besiedelten Gebiet.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Angelsport, Wassersport, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Das Gewässer muss durch die Ausbildung von Flachwasserbereichen prinzipiell für die Schnatterente geeignet bzw. bereits von ihr mit geringer Dichte besiedelt sein.
- Die Gestaltung von Inseln muss von der Topographie und der Tiefe des Gewässers her möglich sein.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Zur Anlage von Inseln geeignet sind große, flache Gewässer, die durch eine ausgeprägte Unterwasservegetation hinreichend Nahrungsmöglichkeiten bieten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflege nach Bedarf: Die Brutplätze im Uferstreifen der Inseln benötigen prinzipiell keine wiederkehrenden Maßnahmen zur Aufrechterhaltung der Funktion. Langfristig ist allerdings eine Bewaldung der Insel durch Pflegemaßnahme (Mäheinsatz oder Beweidung außerhalb der Brutzeit) zu verhindern. Ggf. jährliche Pflegemaßnahmen in Abhängigkeit vom Nährstoffeintrag und dem Gehölzaufwuchs.
- Flache Gewässer unterliegen grundsätzlich einer raschen Verlandung und müssen ggf. gelegentlich geräumt werden. Eine sommerliche Beweidung verzögert die Verlandung deutlich. Eine Beweidung der Insel darf erst nach Abschluss der Brutzeit erfolgen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Je weiter die Entfernung der Insel zum Festland ist, desto geringer ist die Gefährdung durch Bodenprädatoren (Säugetiere).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Dauer bis zur Wirksamkeit der Maßnahme ist abhängig von den lokalen Gegebenheiten und dem aktuellen Bestand von Schnatterenten im Gewässer bzw. der nächsten Umgebung. Unter günstigen Bedingungen ist die Wirksamkeit der Maßnahme zur Förderung des Brutplatzes auf Inseln innerhalb von bis zu 2 Jahren erreicht, da die Schnatterente zur erfolgreichen Brut eine dichte (unspezifische) Vegetation z. B. aus Gras, Brennnesseln oder Disteln zur Deckung benötigt, die sich rasch am Ufer entwickelt. .

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.
- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit.
- Die Maßnahme ist von der Artökologie her plausibel. Es liegen zahlreiche Beobachtungen von erfolgreichen Bruten auf Inseln vor (z.B. BERNDT et al. 2002, DUEBBERT 1966, RUTSCHKE 1990).
- Die Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große (Gewässer-) Flächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Quellen:

Bauer, K.M.; & Glutz von (1990): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 2: Anseriformes 1. Teil. 2. Aufl. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Bauer, H.G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Band 1, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.

Berndt R.K., B. Koop & B. Struwe-Juhl (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.

Duebbert, H.F. (1966): Island nesting of the Gadwell in North Dakota. The Wilson Bulletin Vol. 78, No. 1, 12-25.

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

Gates, J.M.; (1962): Breeding biology of the Gadwell in Northern Utah. The Wilson Bulletin Vol. 74, No. 1, 43-67.

Gilbert, D.W.; Anderson, D.R.; Ringelman, J.K.; Szymczak, M.R. (1996): Response of nesting ducks to habitat and management on the Monte Vista National Wildlife Refuge, Colorado. Wildlife Monographs No. 131, 3-44.

Gloe, P. (2002): Zur Vogelwelt der Lundener Niederung im Westen Schleswig-Holsteins vor und nach der Wiedervernässung des Mötjensees. Corax 19: 67-92

Klein, H.P. (1980): Erster gesicherter Brutnachweis der Schnatterente (Anas strepera) in Nordrhein-Westfalen. Charadrius 16: 88-90.

Lokemoen, J.T.; Duebbert, H.F.; Sharp, D.E., (1984): Nest Spacing, Habitat Selection, and Behavior of Waterfowl on Miller Lake Island, North Dakota. The Journal of Wildlife Management, Vol. 48, No. 2, 309-321.

MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen. Düsseldorf, 257 S.

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

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

Rutschke, E. (1990): Die Wildenten Europas. Biologie – Ökologie – Verhalten. Aula-Verlag, Wiesbaden, 368 S.

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

Willms, M.A.; Crawford, R.D. (1989): Use of Earthen Islands by Nesting Ducks in North Dakota. The Journal of Wildlife Management, Vol. 53, No. 2, 411-417.

Schwarzkehlchen *Saxicola torquata* ID 50

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Das Schwarzkehlchen baut sein Nest meist in einer kleinen Vertiefung am Boden, nach oben durch die Krautschicht gut abgeschirmt, bevorzugt an kleinen Böschungen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Die Brutortstreue ist in der Regel hoch ausgeprägt (BAUER et al. 2005 S. 398), wegen natürlicher Habitatveränderungen (Sukzession) in bestimmten Lebensräumen kommt es jedoch auch zu Umsiedlungen. Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Das Schwarzkehlchen ruht in dichter Vegetation im Revier (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1988 S. 488). Nach dem Ausfliegen werden die Jungen vom Männchen zu einem gemeinsamen Schlafplatz, meist in Nestnähe, geführt (ebd. S. 496). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Offenes, vorwiegend gut besonntes und trockenes Gelände mit flächendeckender, nicht zu dichter Vegetation und meist bis zu 2 m (GLUTZ VON BLOTZEIM & BAUER 1988 S. 489) hohen Ansitzwarten wie einzelnen Büschen, Stauden Pfählen (Nahrungserwerb) und Böschungen, oder Grabenkanten mit Grasbulten o. a. dichter krautiger Vegetation (Nestanlage). Locker stehende höhere Bäume werden toleriert (BAUER et al. 2005 S. 398).
- Typische Habitate sind z. B. Ruderalflächen, Industrieanlagen, Dämme von Verkehrsanlagen, rekultivierte Halden, Brachflächen, aufgelassene Weiden, offene, mit kleinen Gebüschen durchsetzte, graben- und zaunreiche Grünländereien, Kahlschläge, Windwurfflächen, wenig verbuschte Heideflächen, Randbereiche von Mooren, Trockenabgrabungen und andere extensiv genutzte Flächen (BAUER et al. 2005 S. 398, FLINKS in NWO 2002, S. 206, MILDENBERGER 1984, S. 342). Oft werden auch lineare Säume z. B. an Bahndämmen oder Wegen besiedelt (ANDRIS 1999, GRIMM 2001, 2010, STRAUBE 1999).
- Wichtige Habitatrequisiten in Grünlandrevieren sind Gräben, Zäune und niedrige Gebüsche (FLINKS & PFEIFER 1993).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Maßnahmenumsetzung idealerweise in unmittelbarer Nähe zu bestehenden Vorkommen (je näher desto besser)

Sonstige Hinweise:

- Schwarzkehlchen haben 2-3 (selten auch 4) Jahresbruten im Zeitraum März bis August (FLINKS & PFEIFER 1987a), so dass in landwirtschaftlich genutzten Habitaten unbewirtschaftete Randstrukturen für die Nestanlage zur Verfügung stehen müssen.

Maßnahmen

1. Entwicklung von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für das Schwarzkehlchen Probleme durch zu frühe Mahd (Mahdverluste der Brut), zu dichte Vegetation und Nahrungsmangel. In der Maßnahme wird für das Schwarzkehlchen attraktives Extensiv-Grünland mit angepasstem Mahd- / Beweidungszeitpunkt geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Weitgehend offenes Gelände, keine hohen und dichten Vertikalstrukturen wie geschlossene Ränder von Hochwäldern, Siedlungen und große Hofanlagen bis 100 m; kleinere Einzelbüsche / Bäume sind dagegen günstig und können eine Funktion als Sitzwarte übernehmen.
- Idealerweise Vorhandensein kleiner Böschungen (z. B. Grabenränder oder Dammkanten) als bevorzugte Standorte für die Nestanlage.
- Keine wüchsigen Standorte, die im Saisonverlauf eine geschlossene und dichte Vegetationsdecke ausbilden (oder vorige Ausmagerungsphase).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
- Mahd der Fläche in Form einer Staffelmahd mit kurz- und langrasigen Bereichen. Ein Teil der Flächen soll als „Altgrasstreifen“ oder -fläche nur alle 2-4 Jahre abschnittsweise gemäht werden (ANDRIS 1999 S. 397). Günstige Standorte sind z. B. (Graben-) Böschungen oder Parzellenränder, bei denen die Zielstrukturen durch Auszäunung entstehen können. Sofern nicht angrenzend oder anderweitig in den Flächen vorhanden, sollen v. a. bei Beständen, die zu dichtem Bewuchs neigen, auch kurzrasige Bereiche angelegt werden, z. B. in Streifenform.
- keine Nutzung von Grabenrändern während der Brutzeit, ggf. Abzäunung.
- Bei einer Beweidung – idealerweise mit Schafen / Ziegen – ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen (Nahrungssuche) und stellenweise langrasigen Strukturen (Nestanlage) gewährleistet, ggf. sind kleine Inseln oder die Parzellenränder auszuzäunen zur Verhinderung von Trittverlusten der Brut. Weideauftrieb ab Anfang August. Die Umzäunung soll zumindest teilweise mit Holzpflöcken erfolgen, um Sitzwarten anzubieten.
- Ggf. (sofern nicht vorhanden oder bei Armut an geeigneten Stauden in der Vegetation) Schaffung von 1-2 m hohen, die übrige Vegetation überragenden Singwarten z. B. durch Neuanpflanzung von einzelnen Sträuchern oder Anbringen von Zäunen. Es soll keine geschlossene Gehölzkulisse entstehen. Bei zunehmendem Aufkommen von Gehölzen soll eine Entbuschung stattfinden (ab ca. 20 % Gehölzanteil).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Jährliche Mahd oder Beweidung sowie bei Bedarf Entbuschung entsprechend den o. g. Vorschriften.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die genannten Maßnahmen werden z. B. von ANDRIS (1999 S. 397) und BAUER et al. (2005 S. 398) empfohlen.

- HERR & RUF (2008) beschreiben eine Bestandserhöhung des Schwarzkehlchens auf einem Freiburger Rieselfeld ab 1987, nachdem 1985 der Rieselbetrieb eingestellt, ein Extensivierungsprogramm gestartet wurde (Umwandlung von Intensivacker / Intensivgrünland in Extensivgrünland, keine Mahd der Grabenböschungen mehr). In Niedersachsen bevorzugten Schwarzkehlchen Vertragsnaturschutz-Flächen zur Extensivierung von Dauergrünland (z. B. später Mahdtermin, reduzierte Beweidungsintensität, eingeschränkte Düngung), die Siedlungsdichte lag hier etwa doppelt so hoch wie auf den übrigen Flächen (NSG „Melmmoor Kuhdammoor", Proland 2003, S. 23, 28). Schwarzkehlchen reagieren rasch auf ein verbessertes Lebensraumangebot (LUGRIN 1999).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Entwicklung von Brachen (O2.2, O5.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zu den Habitaten des Schwarzkehlchens gehört auch „Ödland" wie Industrieanlagen, Abgrabungen, Windwürfe, Ruderalflächen und Brachen mit lückiger Vegetation und Ansitzwarten. In der Maßnahme werden für das Schwarzkehlchen attraktive Brache-Habitate geschaffen.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja ☐ nein ☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 2 ha. Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m, Mindestlänge 200 m (JENNY 2000).
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Bei Ansaaten Verwendung von autochthonem Saatgut. Ziel ist eine flächendeckende, nicht zu dichte und heterogen strukturierte Vegetation mit die übrige Vegetation überragenden, 1-2 m hohen Ansitzwarten.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). Zu beachten ist dabei: In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine zu dichte Vegetationsdecke auszubilden.
- Die Zeitdauer des Brachestadiums richtet sich nach der Wüchsigkeit der Fläche. Spätestens bei der ungünstigen Ausbildung einer einheitlich dichten verfilzten Vegetation (FAHL et al. 1998 für das Braunkehlchen), die kein Licht und Wärme auf den Boden lässt (wichtig für Arthropodenreichtum als Nahrungsquelle, OPPERMANN 1999 für das Braunkehlchen), muss die Brache wieder bearbeitet werden. Beim Schwarzkehlchen kommen 4 verschiedene Jagdmethoden zum Einsatz, die an vegetationsfreie, -arme Stellen ebenso wie an verschieden hoch aufgewachsene Bereiche angepasst sind und in Abhängigkeit von der Witterung wie auch vom Jahresverlauf unterschiedlich eingesetzt werden (FLINKS & PFEIFER 1987b). Bearbeitungen der Fläche sollen außerhalb der Brutzeit des Schwarzkehlchens erfolgen (März bis August).
- Sofern nicht vorhanden oder kurzfristig durch die Vegetation entwickelbar, Schaffung von Singwarten z. B. durch Neuanpflanzung von einzelnen Sträuchern oder Anbringen von Pfählen. Es soll keine geschlossene Gehölzkulisse entstehen. Bei zunehmendem Aufkommen von Gehölzen soll ansonsten eine Entbuschung stattfinden (ab ca. 20 % Gehölzanteil).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- In Abhängigkeit des Aufkommens von Gehölzen / der Bildung einer verfilzten Grasnarbe Entbuschung oder abschnittsweise Mahd der Brache außerhalb der Brutzeit des Schwarzkehlchens (März bis August).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder vorheriger Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die genannten Maßnahmen werden z. B. von ANDRIS (1999 S. 397) und BAUER et al. (2005 S. 398) empfohlen. Die Besiedlung von bracheähnlichen Biotopen durch Schwarzkehlchen ist zahlreich beschrieben (ANDRIS 1999,

GRIMM 2001, 2010, MENDE 1993, STRAUBE 1999).

- BIRRER et al. (2001, Schweiz) und JENNY (2000, Schweiz) weisen eine bestandsfördernde Wirkung von (Bunt-) Brachen, REVAZ et al. (2008, Schweiz) von Brachen und Wiesenblumenstreifen auf das Schwarzkehlchen nach. Schwarzkehlchen sind grundsätzlich in der Lage, rasch auf ein verbessertes Lebensraumangebot zu reagieren (LUGRIN 1999)

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Pflege und Entwicklung von Heideflächen (O4.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zu den Habitaten des Schwarzkehlchens gehören auch Heideflächen mit lückiger Vegetation und Ansitzwarten. In der Maßnahme werden für das Schwarzkehlchen attraktive Heideflächen optimiert.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Verbuschte / verbrachte (Beesen-) Heiden auf nährstoffarmen, trockenen Standorten (alternativ: Abschieben des Oberbodens bei Nährstoffanreicherung)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße (mind. 2 ha innerhalb einer großflächig geeigneten Landschaft, ansonsten mehr).
- Verbuschte / Verbrachte Heideflächen: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Anforderungen zur Heidepflege nach Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4203 „Trockene Heiden“). Durchführung von Auflichtungen bei Verbuschung. Bei Nährstoffanreicherung z. B. in überalterten Heidebeständen stellenweise Abschieben des Oberbodens und anschließende Mahdgutübertragung, partielles Abbrennen zur Regeneration überalterter, degenerierter Heideflächen.
- Ggf. Anpflanzung von standortsgemäßen Büschen (Sitzwarten) bei fehlenden Gehölzen

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Regelmäßige Pflege der Heide entsprechend LANUV (2010, Paket 4203 „trockene Heiden"); Entfernung von flächig aufkommendem Gehölzwuchs, je nach Wüchsigkeit.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Optimierung von bestehenden, verbuscht-verbrachten Heidebeständen ist je nach Ausgangszustand innerhalb von bis zu 2 - 5 Jahren wirksam. Das Schwarzkehlchen ist in der Lage, auf kurzfristig geeignete Habitatangebote zu reagieren (vgl. Entwicklung von Extensivgrünland und Entwicklung von Brachen).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Die Maßnahme wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 398) empfohlen. Wissenschaftlich dokumentiere Nachweise liegen nicht vor, die Maßnahme erscheint jedoch vor dem Hintergrund der Artökologie als plausibel.
- In der Wahner Heide stieg der Brutbestand infolge von Pflegemaßnahmen und Beweidung von 43 auf 73 Reviere an, nachdem es zuvor einen Rückgang durch Verbuschung aufgrund der Aufgabe militärischer Nutzung gegeben hatte (HAUTH & SKIBBE 2010).
- Heiderenaturierung erfordert im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung. Daher ist ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Angaben zur Priorisierung

- Entwicklung von Extensivgrünland: Entwicklung von Extensivgrünland mit Reaktivierung von Grabenstrukturen ist zu favorisieren (sofern lokal vorhanden)

Quellen:

Andris, K. (1999): Saxicola torquata (Linnaeus, 166) Schwarzkehlchen. In Hölzinger, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs Band 3.1 Passeriformes – Sperlingsvögel (Teil 1). Eugen Ulmer Verlag Stuttgart, S. 380-398.

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

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

Fahl, G.; Fischer, K.; Kunz, A.; Kunz, M. (1998): Zur Bestandssituation des Braunkehlchens (Saxicola rubetra) im Westerwald (Rheinland-Pfalz). Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz 8 (4): 1031-1042

Flinks, H. & F. Pfeifer (1987a): Brutzeit, Gelegegröße und Bruterfolg beim Schwarzkehlchen (Saxicola torquata). Charadrius 23: 128-140.

Flinks, H. & F. Pfeifer (1987b): Nahrung adulter und nestjunger Schwarzkehlchen (Saxicola torquata) einer westfälischen Brutpopulation. Vogelwelt 108: 41-57.

Flinks, H. & F. Pfeifer (1993): Vergleich der Habitatelemente ehemaliger und aktueller Schwarzkehlchen-(Saxicola torquata)-Brutplätze in einer agrarisch genutzten Landschaft. Ökol. Vögel 15: 85-97.

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

Grimm, H. (2001): Die historische Verbreitung des Schwarzkehlchens Saxicola torquata (Linnaeus, 1766) in Thüringen und dessen aktuelle Ausbreitung, insbesondere im Kyffhäuser-Unstrut-Gebiet. Veröffentlichungen Naturkundemuseum Erfurt 20: 105-118.

Grimm, H. (2010): Bestandsentwicklung und Lebensräume des Schwarzkehlchens Saxicola rubetra (Linnaeus, 1766) im Kyffhäuser-Unstrut-Gebiet in den letzten 20 Jahren. Vernate 29: 59-67.

Hauth, E. & A. Skibbe (2010): Die Brutvögel der Wahner Heide. Erfassungszeitraum 1989-2008. Beitr. Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 38. NIBUK, Ruppichteroth.

Herr, J.; Ruf, J. (2008): Die Entwicklung des Brutbestands des Schwarzkehlchens (Saxicola rubicola) im Freiburger Rieselfeld. Naturschutz südl. Oberrhein, Beiheft 2 (2008): 3-4

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

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

Lugrin, B. (1999): Habitat, densité et évolution de la population de Tarier pâtre Saxicola torquata du canton de Genève. Nos Oiseaux 46: 219–228.

Mende, P. (1993): Schwarzkehlchen – Saxicola torquata. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 1. Lieferung.

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

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

Projektgruppe „Effizienzkontrollen PROLAND-Naturschutzprogramme“ im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie Abt. Naturschutz (2003): Wirkungskontrollen der PROLAND-Naturschutzmaßnahmen Zwischenbewertung 2003. Im Auftrag vom Niedersächsisches Umweltministerium

Revaz, E.; Schaub, M.; Arlettaz, R. (2008): Foraging ecology and reproductive biology of the Stonechat Saxicola torquata: comparison between a revitalized, intensively cultivated and a historical, traditionally cultivated agro-ecosystem. Journal of Ornithology 149: 301-312.

Oppermann, R. (1999): Nahrungsökologische Grundlagen und Habitatansprüche des Braunkehlchens Saxicola rubetra. Vogelwelt 120: 7-25.

Straube, S. (1999): Zur Besiedlung der Altkreise Delitzsch, Eilenburg und Torgau durch das Schwarzkehlchen (Saxicola torquata). Actitis 34: 4-13.

Schwarzmilan *Milvus migrans* ID 51

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Schwarzmilane bauen ihre Nester (Horste) selbst, können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Die Horste können jährlich neu gebaut oder über mehrere Jahre genutzt werden. Oft verfügen die Paare über mehrere Wechselhorste, die jahrweise verschiedentlich genutzt werden können (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, ORTLIEB 1998, STAUDE 1978, WALZ 2005, S. 83). Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölz) im Umkreis von bis zu 300 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010a) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Schwarzmilan in der Regel aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen nicht notwendig.

Ruhestätte: Schwarzmilane nächtigen / ruhen in Gehölzen im Horstumfeld. Die Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Schlafplatzgemeinschaften des Schwarzmilans bilden sich meist mit dem Einzug der Nichtbrüter Ende Mai / Anfang Juni und werden besonders auffällig, wenn die Jungvögel flügge sind und sich mehrere Familien auf ganz bestimmten Bäumen, zum gemeinsamen Nächtigen zusammenschließen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, S. 126). In NRW bestehen zurzeit wenige tradierte Schlafplätze, die sich mit denen der Rotmilane decken. Die Treue bezieht sich dabei in der Regel nicht auf ein konkretes Feldgehölz, sondern auf einen größeren Raum. Als Ruhestätte gilt dann der Verbund von als Schlafplatz genutzten Gehölzen mit einem störungsarmen Puffer und (sofern konkret abgrenzbar) den für die Schlafplatzgesellschaft essenziellen Nahrungshabitaten(siehe Rotmilan).

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Gehölze ab mittlerem Baumholz in Waldrandnähe, in Feldgehölzen oder auch in Einzelbäumen als Nist- und Ruhestätte.
- Niedrigwüchsiges, lückiges Offenland mit Grenzlinien und idealerweise Gewässern als Nahrungshabitat.
- Neben Auwäldern werden lichte Feldgehölze mit Überhältern und Randzonen geschlossener Wälder, gerne in Gewässernähe, aber auch offene Landschaften mit Baumreihen und Einzelbäumen besiedelt. Größere Gewässer können bis zu 15 oder 20 km entfernt liegen (MILDENBERGER 1982, S. 180).
- Für den Schwarzmilan sind neben lebenden Fischen insbesondere verendete, an der Wasseroberfläche schwimmende Tiere relevant, die abgegriffen werden (ORTLIEB 1998, S. 84, Fische ab ca. 10 cm Größe).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Territorialverhalten des Schwarzmilans ist flexibel. Normalerweise ist die Art wenig territorial, kolonieartiges Brüten und gemeinsame Nutzung von Nahrungshabitaten treten oft auf (MEBS & SCHMIDT 2006, WALZ 2005). Jedoch kann auch beim Schwarzmilan Territorialverhalten im näheren Horstumfeld auftreten, was wahrscheinlich mit der Ernährungssituation zusammen hängt (WALZ 2005, S. 64 ff.; VINUELA et al. 1994).
- Gewässer stellen offenbar aufgrund des Vorkommens von Fischen als wichtiges Beutetier Optimalstandorte dar. Trotzdem kann der Schwarzmilan auch ohne Gewässer auskommen (ORTLIEB 1998, S. 79).
- NRW liegt an der nordwestlichen Verbreitungsgrenze des Schwarzmilans (SCHUMANN et al. 2007 S. 19, SUDMANN et al. 2012).

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schwarzmilane brüten meist am Waldrand, in Baumgruppen oder auch in Einzelbäumen, idealerweise in Auwäldern bzw. in Gewässernähe. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Schwarzmilan gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Spaziergänger etc.) zu achten.

- Gehölzbestand mit für den Schwarzmilan geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm). Die Baumart ist von untergeordneter Bedeutung, die Auswahl orientiert sich nach dem vorhandenen Angebot (GELPKE & STÜBING 2010, ORTLIEB 1998, S. 62). Idealerweise Auwaldbereiche bzw. Nähe von Gewässern im Umkreis von max. 1 km (SERGIO et al. 2003) o. a. Nahrungshabitate. In baumarmen Landschaften mit Schwarzmilanvorkommen jedoch auch übrige potenzielle Brutstandorte (Waldränder, Feldgehölze, Baumgruppen bis hin zu Einzelbäumen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Schwarzmilane verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.

- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).

- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu

prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Schwarzmilane können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Schwarzmilane große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste). Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Schwarzmilans, so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von BAUER et al. (2005), MEBS & SCHMIDT (2006 S. 339), ORTLIEB (1998, S. 159), SCHUMANN et al. (2007 S. 20) empfohlen werden.

- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass Schwarzmilane bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

- Der Schwarzmilan hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

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

2. Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten (Grünland) (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Neben Gewässerflächen für die Fischjagd sind für den Schwarzmilan offene, kurzrasige oder lückige Bereiche für die Nahrungssuche wichtig, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Schwarzmilans und der meist gemeinschaftlichen Nutzung der Nahrungshabitate durch benachbarte Paare ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in grünlandgeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Gewässerrenaturierung, Entwicklung von Nahrungsgewässern
- Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
- Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
- Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Schwarzmilans zu erhöhen.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Schwarzmilans (Mitte Mai bis Ende Juli) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen bzw. von Extensivgrünland für die Nahrungssuche des Schwarzmilans wird z. B. von WALZ (2005) und SERGIO et al. (2003) hervorgehoben.

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch zahlreiche Beobachtungen, wie Schwarzmilane Grünlandflächen intensiv nach der Mahd nutzen (BIVER & CONZEMIUS 2010, HAGGE & STUBBE 2006, WALZ 2005). Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

- Der Schwarzmilan hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Gewässerrenaturierung, Entwicklung von Nahrungsgewässern (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Fischreiche Gewässer besitzen in der Regel eine besondere Bedeutung als Nahrungsquelle für den Schwarzmilan. In der Maßnahme werden durch Gewässerrenaturierung oder Entwicklung von ehemaligen Nutzteichen für den Schwarzmilan günstige Nahrungsgewässer hergestellt oder optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Stillgewässer: bei Neuanlage Gewährleistung eines für Fischreichtum notwendigen Wasserstandes;.

- Zur Renaturierung geeignete Fließgewässer ab ca. 5 m Breite

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar folgende Werte empfohlen:

- Stillgewässer (Neuanlage oder Entwicklung von z. B. ehemaligen Fischteichen):Mmind. 2 Einzelgewässer mit > (500-) 1000 qm besonnter Wasserfläche. Es gelten die allgemeinen Angaben zur Herstellung oder Renaturierung von Stillgewässern. Optimierung z. B. bei Dominanz von Ufergehölzen (Beschattung, fehlende Überflugmöglichkeit) durch Gehölzauflichtung in Teilbereichen. Bei Neuanlage oder geringem Fischvorkommen Besatz mit für den Schwarzmilan günstigen Fischarten: Wichtige Beutefische des Schwarzmilans sind z. B. Plötze, Karpfen, Karausche, Rotfeder, Güster, Brachsen, Ukelei, Schlammpeitzger (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989 S. 131).

- Renaturierung von Fließgewässer (ab ca. 5 m Breite, Mindestlänge 500 m) inklusive der dazugehörigen Aue: Z. B. Reaktivierung von ehemaligen Flutrinnen, Rückbau von Uferbefestigungen, Zulassen von Gewässerdynamik, Anlage von Uferstreifen (Puffer zu angrenzenden Nutzflächen), bei durch Gehölzwuchs stark beschatteten Gewässern Auflichtung in Teilbereichen;

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Gewährleistung der Überflugmöglichkeit und Besonnung der Gewässer zumindest in Teilbereichen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Fischbesatz kann z. B. für Libellen und Amphibien negativ wirken.

- Wird die Maßnahme im Rahmen von Fließgewässerrenaturierungen durchgeführt, ist die „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010b) zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Renaturierung von Fließgewässern: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt stark von den lokalen Ausgangsbedingungen ab. Unter günstigen Bedingungen ist eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren nach Umsetzungsbeginn möglich.

- Stillgewässer: Die Maßnahme ist innerhalb von bis zu 2 Jahren wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Strukturen sind kurzfristig herstellbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird z. B. von SCHUMANN et al. (2007 S. 20) vorgeschlagen. Die Bedeutung von Gewässern als Nahrungshabitat für den Schwarzmilan wird z. B. von GELPKE & STÜBING (2010) und WALZ (2005) hervorgehoben.

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen zu diesem Maßnahmentyp nicht vor, jedoch wird die Plausibilität aufgrund der Artökologie als hoch eingestuft.

- Der Schwarzmilan hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist

bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen. Bei der Renaturierung von Fließgewässern ist in der Regel aufgrund der Komplexität der Maßnahme ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Die Art hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Schwarzmilan ein begleitendes Monitoring durchzuführen. Dies gilt auch für die Renaturierung von Fließgewässern, da dies in der Regel eine großflächige und komplexe Maßnahme ist.

Angaben zur Priorisierung:

- Gewässerrenaturierung, Entwicklung von Nahrungsgewässern: Die Renaturierung von Fließgewässern stellt natürliche Habitate bereit und ist daher zu favorisieren. Die Anlage von Stillgewässern als Nahrungsteiche, insbesondere der Besatz mit Nahrungsfischen, hat eine geringere Priorität, kann aber z. B. zur temporären Überbrückung von Nahrungsengpässen eingesetzt werden.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

Biver, G.; Conzemius, T. (2010): Die „territoriale Saison-Population" des Schwarzmilans Milvus migrans in Luxemburg. Erfassung von 2009 und Vergleiche zu 1997 und 2003 - Identifizierung der wichtigsten Verbreitungsgebiete - Bestandsentwicklung im Vergleich zum Rotmilan Milvus milvus. Regulus Wissenschaftliche Berichte Nr. 25: 28-40

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

Gelpke, C.; Stübing, S. (2010): Bestandsentwicklung und Bruterfolg von Rot- und Schwarzmilan (Milvus milvus u. M. migrans) in einem nordhessischen Untersuchungsgebiet. Vogel und Umwelt 18: 103-115.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4. Falconiformes - Greifvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 941 S.

Hagge, N.; Stubbe, M. (2006): Aktionsraum und Habitatnutzung des Schwarzmilans (Milvus migrans) im nordöstlichen Harzvorland. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 5: 325-335.

Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten LAG-VSW (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. Berichte zum Vogelschutz 44: 151-153.

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

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände.

Kosmos-Verlag, Stuttgart.

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

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010a): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

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

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217

Ortlieb, R. (1998): Der Schwarzmilan. Die Neue Brehm-Bücherei Band 100. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 176 S.

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

Schumann, R.; Steinwarz, D.; Brune, J.; Kranz, J.; Skibbe, A.; Zegula, T. (2007): Reviererfassung von Rotmilan Milvus milvus und Schwarzmilan M. migrans im Jahre 2005 im Rhein-Sieg-Kreis. Charadrius 43 (1): 13-21.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sergio, F.; Pedrinib, P.; Marchesi, L. (2003): Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (Milvus migrans) and its implications for conservation: a multi-scale approach. Biological Conservation 112: 351-362.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

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

Staude, J. (1978): Beitrag zu ökologischen und brutbiologischen Fragen bei verschiedenen Greifvogelarten. Ornithologische Mitteilungen 30: 168-174

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81

Vinuela, J.; Villafuerte, R.; De Le Court, C. (1994): Nesting dispersion of a Black Kite population in relation to location of rabbit warrens. Canadian Journal of Zoology 72: 1680-1683.

Walz, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan. Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. Aula-Verlag, Sammlung Vogelkunde, Wiebelsheim.

Schwarzspecht *Dryocopus martius* ID 52

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Schwarzspechte brüten in selbstgebauten Höhlen, die jahrelang genutzt werden können. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Höhlenbaumes statt. Die Fortpflanzungsstätte umfasst daher den aktuell genutzten Höhlenbaum (falls nicht auskartiert: Das Revierzentrum bzw. geeignete Gehölzbestände) und deren unmittelbare Umgebung (geeignete Gehölzbestände) im Umfeld von mind. 100 m. Aufgrund des großen Aktionsraumes und der Flexibilität des Schwarzspechtes ist eine Abgrenzung weiterer essenzieller Habitatbestandteile meist nicht erforderlich.

Ruhestätte: Im Allgemeinen übernachten Schwarzspechte einzeln, in ehemaligen Bruthöhlen bzw. nutzen auch Höhlen, die den Anforderungen an eine Bruthöhle nicht genügen. Meist hat ein Schwarzspecht eine „Hauptschlafhöhle”, welche über Monate oder Jahre genutzt wird und einige Ausweichhöhlen (BLUME 1973 zit. bei GÜNTHER 2007). Als Ruhestätte gelten für den Schwarzspecht geeignete Baumhöhlen innerhalb des Reviers.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

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

- Vorhandensein geeigneter Bruthabitate: Für Brut- und Schlafhöhlen benötigt der Schwarzspecht Altholzbestände mit 4-10 m hohen säulenartigen glattrindigen Stämmen mit einem BHD > 35 cm und freier Anflugmöglichkeit, wobei die Buche (sofern vorhanden) meist gegenüber anderen Baumarten (Kiefer) bevorzugt wird (WEISS 1998). Als Minimalalter gelten bei der Buche (80-) 100 Jahre (BAUER et al. 2005). Die als Bruthabitat geeigneten Bestände können relativ klein sein, z. B. gruppenartige Altbuchenbestände ab ca. 0,2 ha -0,5 ha (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, KÜHLKE 1985).

- Vorhandensein geeigneter Nahrungshabitate: Meist aufgelockerte Nadel- und Mischwälder mit von holzbewohnenden Insekten befallenen Bäumen oder vermodernde Baumstümpfe (BAUER et al. 2005) oder reine Laubholzbestände bei sehr hohem Anteil von Alt- und Totholz. Auf dem Boden erbeutet er Ameisen in morschen Ästen und Baumstubben sowohl in dichten als auch lichten Waldbeständen sowie auf Blößen, Kahl- und Windwurfflächen und Heiden (WEISS 1998).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Schwarzspechte können je nach Habitatausstattung hohe Aktionsradien von 1-2 (-4) km aufweisen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Die einzelnen Habitatelemente können weit auseinander liegen, müssen im Aktionsraum jedoch kombiniert auftreten (Requisitenrevier, WEISS 1998).

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4) / Förderung von stehendem Totholz (W5.2, W5.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schwarzspechte bauen sich ihre Höhlen meist in ältere Bäume mit hohen säulenartigen, glattrindigen Stämmen, wobei die Buche (sofern vorhanden) meist gegenüber anderen Baumarten bevorzugt wird (s. o.). Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Schwarzspecht gesichert, um ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Totholz spielt für die Nahrungssuche des Schwarzspechtes eine besondere Rolle. Daher wird in der Maßnahme auch der Totholzreichtum in der Fläche erhöht z. B. durch Erhalt von Totbäumen, Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Nutzungsverzicht / Erhöhung Erntealter: Bestände mit Habitatpotenzial für den Schwarzspecht. Geeignet sind als potenzielle Brutbäume (Buchen-) Altholzbestände mit mind. 4 m hohen säulenartigen glattrindigen Stämmen mit einem Brusthöhendurchmesser von > 35 cm und freier Anflugmöglichkeit (d. h. mindestens mittlere bis gute Bonitäten). Die Buche wird i.d.R. (sofern vorhanden) gegenüber anderen Baumarten bevorzugt; Mindestalter der Buchen 100 Jahre (BAUER et al. 2005 S. 781). Idealerweise befinden sich innerhalb des Bestandes bereits Höhlen oder Höhleninitiale vom Schwarzspecht.
- Förderung Totholz: Grundsätzlich für den Schwarzspecht geeignete Gehölzbestände (siehe oben) mit wenig Totholz.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Erhalt von aktuell geeigneten Beständen und anschließende Pflege: Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Maßnahmen zur Erhöhung von stehendem Totholz: Der Schwerpunkt soll auf der Gestaltung von stehendem Totholz mit mind. mittlerem Brusthöhendurchmesser (35 cm) liegen.
    - Belassen von abgestorbenen Bäumen bei Durchforstungen
    - Belassen von mind. 2 m hohen „Hochstümpfen“ bei Durchforstungen
    - Ringeln des Stamms

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit.
- Förderung Totholz: Bei einem Ausgangsbestand mit hohem Anteil an Weichhölzern besteht eine Wirkdauer innerhalb von bis zu 5 Jahren, ansonsten von bis zu 10 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Erhalt von Alt- und Totholz: Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit / sind bereits vorhanden. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Der Erhalt von geeigneten, bestehenden Altholz (-gruppen) wird in der Literatur zahlreich vorgeschlagen („Altholzinselprogramm“) (BAUER et al. 2005, HÖLZINGER & KROYMANN 1981, KÜHLKE 1985, WEISS 2005). Der Nutzungsverzicht / die Erhöhung des Erntealters ist im Regelfall zusammen mit der Totholzförderung durchzuführen.
- Förderung Totholz: Die benötigten Strukturen stehen mittelfristig bereit. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetrie) nachweisbar, da Schwarzspechte große Aktionsräume haben. Die Maßnahme wird vom Typ her (Förderung / Erhalt Totholz) in der Literatur (z. B. BAUER et al. (2005 S. 781), NLWKN (2010) und RUGE & BRETZENDORFER (1981) genannt. Die Maßnahme ist grundsätzlich plausibel. Aufgrund von noch bestehenden Kenntnisdefiziten insbesondere zur Zeitdauer der Zersetzung nach Durchführung der Maßnahme (in Abhängigkeit von Baumart, Dicke, Standort) ist für die Maßnahme ein Monitoring durchzuführen (Kontrolle auf Fortschritt der Zersetzung).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausiblität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

2. Anbringen von künstlichen Nisthilfen (Av1.1), Fräsen von Baumhöhlen (Av3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Schwarzspechte brüten in Baumhöhlen. In der Maßnahme werden bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten a) in potenziell geeigneten Höhlenbäumen Baumhöhlen in abwärts gerichteter Bohrung gefräst, b) Nistkästen angebracht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Grundsätzlich geeignete Waldbestände mit Mangel an potenziellen Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswert wird empfohlen, pro Paar mind. 3 Höhlen zu fräsen (Bäume aus der Nutzung zu nehmen) / Kästen anzubringen (mind. 1 Bruthöhle und 2 Schlafhöhlen).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume / Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- Baumhöhlen: ca. alle 3-5 Jahre neu anlegen, da sonst die Höhle aufgrund des Baumwachstums unbrauchbar wird, v. a. in Weichholz.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die künstlichen Baumhöhlen / Nistkästen können auch von anderen Arten bezogen werden (Konkurrenzsituation beachten).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind grundsätzlich gut bekannt (Höhlenmaße).
- Die Maßnahmen werden in der Literatur für den Schwarzspecht nicht genannt. In den USA werden für den Kokardenspecht Picoides borealis erfolgreich künstliche Höhlen eingesetzt (PASINELLI 2007). Entsprechende Daten für den Schwarzspecht liegen nicht vor. Das Anlegen von Höhlen gehört zum natürlichen Verhaltensrepertoire des Schwarzspechts. Für eine prinzipielle Annahme von künstlichen Baumhöhlen spricht der Aspekt, dass Schwarzspechte bestehende Höhlen auch jahrelang nutzen können, d. h. (auch) auf vorhandene

(eigene) Höhlen zurückgreifen. Nachweise von Schwarzspechtbruten in künstlichen Baumhöhlen oder Nistkästen liegen nicht vor.

- Nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) weist der Maßnahmentyp keine Eignung für den Schwarzspecht auf (auch THOMAS et al. 1979 S. 77 für Spechte allgemein).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☐	gering ☒

Fazit Eignung: keine

3. Anlage von Höhleninitialen (Av3.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzspecht bevorzugt zur Höhlenanlage weichholzige Stellen in) Bäumen. In der Maßnahme werden bei Mangel an geeigneten potenziellen Höhlenbäumen gezielt weichholzige Stellen („Höhleninitialen“) angelegt durch Verletzung des Baumes oder Impfung mit holzzersetzenden Pilzen in vorgeschädigten Bäumen. Gesunde Bäume überwallen Stammverletzungen oft schnell.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz
- Mangel an potenziellen Höhlenbäumen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Als Orientierungswerte wird pro Paar die Anlage von mind. 20 Höhleninitialen empfohlen.
- Anlage von Höhleninitialen durch gezielte Verletzung von aus der Nutzung zu nehmenden Bäumen (z. B. Fräsen, Bohren von Höhleninitialen, Impfung mit holzzersetzenden Pilzen). Anlage der Höhleninitialen bevorzugt in durch Kernfäule vorgeschädigten Buchen (s. o.) unterhalb des ersten Astes im astlosen Schaft, Höhe mind. (6) - 8 m (nach BAUER et al. 2005) (zu den weiteren Anforderungen an die Bäume siehe Maßnahme „Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz“.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Höhleninitialen müssen so lange bereit stehen, bis natürlicherweise weichholzige Stellen im vorhandenen Baumbestand entstanden sind.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurz- bis mittelfristige Wirksamkeit: BRANDEIS et al. (2002) untersuchten an Douglasien in Oregon verschiedene Methoden zur Förderung von Totholz, darunter auch das „Impfen" mit holzzersetzenden Pilzen (weiterhin: Abschneiden der Krone, Ringeln, Verwendung von Silviziden). Die Douglasien starben je nach Methode 1-3 Jahre nach Anwendung ab. Zwischen den Methoden gab es 4 Jahre nach Behandlung keine erkennbaren Unterschiede auf die Spechtaktivität (Dryocopus pileatus und Picoides villosus), wesentlicher Faktor für die Nutzung der Spechte war die Zeit, die der Baum bereits abgestorben war. Abschneiden der Krone und Ringeln führten zu erhöhter Nahrungssuche für beide Spechtarten. Brutnachweise gelangen nicht, jedoch waren erste Höhleninitiale erkennbar.
- Ausgehend von diesen Ergebnissen wird im günstigen Fall eine Wirksamkeit von bis zu 10 Jahren veranschlagt (Weichhölzer mit kürzerer Zeitspanne als Harthölzer).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die benötigten Strukturen stehen mittelfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt.
- Der Maßnahmentyp wird in der Literatur für den Schwarzspecht nicht genannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird von der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen hohe Prognoseunsicherheiten bezüglich einer kurzfristigen Wirksamkeit innerhalb von 10 Jahren sowie der Erfolgswahrscheinlichkeit (keine wissenschaftlichen Belege) insbesondere bei Baumarten mit härterem Holz. Weiterhin liegen bisher keine Erfahrungen in Mitteleuropa mit dem Maßnahmentyp vor. Das Angebot von Styropor-Stümpfen in Texas wurde von Picoides pubescens zur Anlage von Schlafhöhlen, nicht jedoch von Bruthöhlen genutzt (CONNER & SAENZ 1996).
- Nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) besteht lediglich eine geringe Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: gering

4. Strukturierung von Waldbeständen (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wo flächenhaft altes bis sehr altes Laubholz und ein hoher Totholzanteil fehlen, hat Nadelholz für den Schwarzspecht eine besondere Bedeutung als Nahrungshabitat (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Buchen werden meist erst ab der beginnenden Zerfallsphase für die Nahrungssuche attraktiv (SCHUMACHER 2005). Offenbar besitzt Nadelholz (Fichte) jedoch auch bei Vorhandensein von Buchenalt- und –totholz eine besondere Attraktivität (SIKORA 2005, SPÄTH 2009, STEVERDING 2003). In der Maßnahme werden einschichtig ausgeprägte Altersklassenbestände von Koniferen (v. a. Fichte) durch Strukturierungsmaßnahmen in ihrer Eignung erhöht. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Schwarzspechts ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst im Haupt-Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Einschichtiger, dichter, dunkler, struktur- und artenarmer Bestand insbesondere aus Fichte, ferner aus Kiefer oder europ. L.ärche, mit Stubben früherer Durchforstungen am Boden.
- Der Maßnahmenstandort gewährleistet eine grundsätzliche Stabilität von Fichte, Kiefer oder Lärche (d. h. keine Auenstandorte o. a.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen.
- Strukturierung der bisher artenarmen, einschichtigen Bestände durch truppweise Beimischung weiterer heimischer, standortsgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten) unter Berücksichtigung ggf. kleinflächig bereits vorhandener (Laubholz-) Bestände. Der Nadelholzanteil (aktuell meist 100 %) soll mittel- bis langfristig zwischen 30 und 60 % liegen.
- Strukturierung durch hohen Grenzlinienanteil und Wechsel von besonnten Bereichen / Lichtungen (z. B. besonnte Schneisen, kleine Lichtungen), mäßig beschatteten und beschatteten, dunkleren Bereichen. Die Lage der besonnten Bereiche soll sich an den vorhandenen Stubben o. a. Totholzstrukturen (Freistellung) orientieren. Strukturierung der aktuell einheitlichen Altersklassenbestände durch kleinräumiges Nebeneinander verschiedener Alterstufen (Mehrschichtigkeit).
- Belassen und Freistellen der Baumstubben, insbesondere vom Nadelholz. Möglichst hoher Anteil von mittlerem bis starkem Totholz insbesondere vom Nadelholz, bspw. durch Belassen von Windwurf; bei Pflegemaßnahmen / Durchforstungen Erhalt einiger Stammbereiche bis ca. 2 m über Boden („Hochstubben“).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Sicherung einer (Natur-) Verjüngung der Zielarten
- Pflegearbeiten zur Sicherstellung sonniger, lichter Strukturen sowie von vorhandenen Ameisenhaufen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zu den Ziel-Nadelholz-Baumarten gehören neben der Fichte auch Kiefer und Europ. Lärche. Sofern vorhanden, kann die Douglasie in geringen Anteilen auf der Fläche verbleiben, eine aktive Förderung ist jedoch zu unterlassen, solange Unsicherheiten bezüglich der „Eignung“ für den Schwarzspecht verbleiben (in Anlehnung an BRETZ 2000, HABERMANN 2000).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Durch die Auflichtungsmaßnahmen wird eine Erhöhung in der Eignung als Nahrungshabitat für den Schwarzspecht (verstärkte Besiedlung von Ameisen und anderen holzbewohnenden Insekten) innerhalb von 2-5 Jahren erwartet (in Anlehnung an DOROW 2002, ROLSTAD et al. 1998, VÖLKL 1991). Für das Entstehen eines mehrschichtigen Bestandes bzw. das Auswachsen neu angepflanzter Gehölze ist aufgrund des langsamen Gehölzwachstums ein langfristiger Zeitraum zu veranschlagen (> 10 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen zumindest teilweise kurzfristig bereit (Auflichtungen, Strukturierungen). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand (Telemetrie) nachweisbar, da Schwarzspechte große Aktionsräume haben. Der Maßnahmentyp richtet sich nach den in der Literatur beschriebenen Ansprüchen an die Nahrungshabitate des Schwarzspechts (BLUME 1996,GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, MIKUSINSKI 1997, ROLSTAD & ROLSTAD 1998, RUGE & BRETZENDORFER 1981, SIKORA 2005).

- Nach gegenwärtigem Kenntnisstand ist die Strukturierung von aktuell dichten und dunklen Waldbeständen eine geeignete Maßnahme, um die Habitatqualität für den Schwarzspecht zu erhöhen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Schwarzspecht liegen mit Ausnahme des Erhaltes / der Pflege aktuell geeigneter Bestände in den Bruthabitaten keine kurzfristig wirksamen Maßnahmen vor, während Nahrungshabitate auch kurz- bis mittelfristig aufgewertet werden können. Teilweise ist hierfür ein Monitoring vorzusehen.

Angaben zur Priorisierung:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen / Förderung von stehendem Totholz: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.

Quellen:

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

Blume, D. (1996): Schwarzspecht, Grauspecht, Grünspecht. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 300. Westarp Wissenschaften

Magdeburg, 111 S.

Brandeis, T. J.; Newton, M.; Filip, G. M.; Cole, E. C. (2002): Cavity-nester habitat development in artificially made douglas fir snags. Journal of Wildlife Management 66 (3): 625-633.

Bretz, D. (2000): Waldameisenschutz in Hessen. Merkblatt 39 des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten, Wiesbaden.

Conner, R.N. and D. Saenz. 1996. Woodpecker excavation and use of cavities in polystyrene snags. Wilson Bull. 108(3): 449-456

Dorow, W. H. O. (2002): Zoologische Untersuchungen auf der Sturmwurffläche – Tierordnungen, Heteroptera (Wanzen), Hymenoptera (Hautflügler). In: Willig, J. (Wiss. Koord.). Naturwaldreservate in Hessen 8. Natürliche Entwicklung von Wäldern nach Sturmwurf- 10 Jahre Forschung im Naturwaldreservat Weiherskopf. Herausgeber: Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten & Schutzgemeinschaft Deutscher Wald, Landesverband Hessen. Wiesbaden. Mitteilungen der Hessischen Landesforstverwaltung Bd. 38: 79-116.

Ellmauer, T. (2005, Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Günther, V. (2007): Der Schwarzspecht Dryocopus martius (Linnaeus 1758). Erarbeitung des aktuellen Wissensstandes zum Schwarzspecht Dryocopus martius - auf der Grundlage eines umfassenden Literaturstudiums, unter besonderer Berücksichtigung der Eignung des Schwarzspechtes als "Bioindikator" zur Beurteilung der Naturnähe eines Waldes. Website der Deutschen Wildtier-Stiftung, Download 27.11.2008.

Habermann, G. (2000): Was kann die moderne Forstwirtschaft zur Förderung der Waldameisen beitragen? Allgemeine waldbauliche Maßnahmen und spezielle Waldrandgestaltung als Fördermaßnahmen. Ameisenschutz aktuell 14 S/2000: 42-51

Hölzinger, J.; Kroymann, B. (1981): Resolution zum Schutz des Schwarzspechts. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 20: 123

Kühlke, D. (1985): Höhlenangebot und Siedlungsdichte von Schwarzspecht (Dryocopus martius), Rauhfußkauz (Aegolius funereus) und Hohltaube (Columba oenas). Die Vogelwelt 106(3): 81-93

Mikusinski, G. (1997): Winter foraging of the Black Woodpecker Dryocopus martius in managed forest in south-central Sweden. Ornis Fennica 74: 161-166.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Schwarzspecht (Dryocopus martius). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Mai 2010

Pasinelli, G. (2007): Nest site selection in middle and great spotted woodpeckers Dendrocopos medius & D. major: implications for forest management and conservation. Biodiversity and Conservation 16 (4): 1283-1298.

Rolstad, J.; Majewski, P.; Rolstad, E. (1998): Black Woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. J. Wildl. Management 62: 11-23.

Ruge, K.; Bretzendorfer, F. (1981): Biotopstrukturen und Siedlungsdichte beim Schwarzspecht (Dryocopus martius). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 20: 37-48

Schumacher, H. (2005): Naturschutzstandards für die Bewirtschaftung von Tiefland-Buchenwäldern unter besonderer Berücksichtigung der Rolle des Schwarzspechts. In: Holst, S. (Hrsg.): Der Schwarzspecht – Indikator intakter Waldökosysteme? Tagungsband zum 1. Schwarzspechtsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 5.-6. November in Saarbrücken. Elbewerkstätten, Hamburg: 185-210.

Sikora, L. G. (2005): Der Schwarzspecht – Lebensweise und Bestandssituation in Deutschland. In: Holst, S. (Hrsg.): Der Schwarzspecht – Indikator intakter Waldökosysteme? Tagungsband zum 1. Schwarzspechtsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 5.-6. November in Saarbrücken. Elbewerkstätten, Hamburg: 21-34.

Sikora, L G. (2007): Entwicklung und Veränderung von Schwarzspecht-Höhlenbäumen zwischen 1997 und 2007 im östlichen Schurwald (Baden-Württemberg). Forschungsbericht, Download von der Website der Deutschen Wildtier-Stiftung 27.11.2008.

Späth, T. (2009): Spechte im Nationalpark Harz. Schriftenreihe aus dem Nationalpark Harz, Band 3 (Jahrestagung 2008 – Aktuelle Beiträge zur Spechtforschung): 28-33

Steverding, M. (2003): Spechte als ökologische Indikatoren in Natur und Wirtschaftswäldern im Bialowieza-Wald (Ostpolen). Dissertation Universität Gießen.

Thomas, J. W.; Anderson, R. G.; Maser, C.; Bull, E. L. (1979): Snags. In: U.S. Department of Agriculture, Forest Service Bd.

553: Agriculture Handbook, Chapter 5, S. 60-77.

Völkl, W. (1991): Besiedlungsprozesse in kurzlebigen Habitaten: Die Biozönose von Waldlichtungen. Natur und Landschaft 66 (2): 98-102.

Weiss, J. (1998): Die Spechte in Nordrhein-Westfalen.- Charadrius 34: 104-125

Weiss, J. (2005): Förderung des Schwarzspechts und anderer Großhöhlennutzer durch Altbaumschutzprojekte. In: Holst, S. (Hrsg.): Der Schwarzspecht – Indikator intakter Waldökosysteme? Tagungsband zum 1. Schwarzspechtsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung vom 5.-6. November in Saarbrücken. Elbewerkstätten, Hamburg: 275-288.

Schwarzstorch *Ciconia nigra* ID 53

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Schwarzstorch brütet in selbst gebauten Horsten, weiterhin auch auf großen Greifvogelhorsten. Zur Horstanlage werden alte Bäume mit lichter Krone bevorzugt. Die Orts- und Horsttreue ist in der Regel hoch, jedoch besitzt ein Paar oft auch Wechsel- und Ausweichhorste. Als Fortpflanzungsstätte werden der besetzte Horst und eine störungsarme Umgebung von bis zu 300 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) abgegrenzt. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Aufgrund der besonderen Habitatansprüche des Schwarzstorchs werden weiterhin regelmäßig genutzte Nahrungshabitate (z. B. Laub- und Mischwaldkomplexe mit fischreichen Fließ- und Stillgewässern, Waldwiesen, Sümpfen) im Umkreis von etwa 5 km als essenzielle Habitatbestandteile abgegrenzt (LANUV 2010).

Ruhestätte: Schwarzstörche nächtigen in Bäumen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Der Schwarzstorch benötigt großflächig zusammenhängende, störungsarme Komplexe aus naturnahen Laub- und Mischwäldern mit fischreichen Fließ- und Stillgewässern, Waldwiesen und Sümpfen (BAUER et al. 2005 S. 272, JÖBGES in NWO 2002). Er brütet in Mitteleuropa bevorzugt in ausgedehnten, ursprünglichen und möglichst ungestörten Wäldern (SACKL 1985). Im Horstumfeld sind in der Regel kleinere Gewässer vorhanden (z. B. < 200m nach JANSSEN (2008) für Schleswig-Holstein). SACKL (1985) weist darauf hin, dass der überwiegende Teil der Horstplätze auf stark strukturierte, vielfach durch Lichtungen, Waldränder und waldnahe Wiesen- und Feuchtflächen gegliederte Waldkomplexe beschränkt ist. Zur Horstanlage werden alte Bäume mit lichter Krone bevorzugt. Die Horstanlage erfolgt oft auf starken Seitenästen oder in deren Gabelung, öfters mehrere Meter vom Stamm, meist aber doch in Stammnähe, etwa in halber Höhe bis unterhalb des Wipfels in Höhen von meist > 10 m (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987 S. 423). Häufig bestehen Wechsel- und Ausweichhorste in einiger Entfernung (2 - 6 km) zum Bruthorst. Der Horststandort weist meist eine Anflugschneise auf (RYSLAVY & PUTZE 2000). Nach SACKL (1993) kann bei der Horstplatzwahl auch die Nähe von Thermiksäulenbildung begünstigenden Freiflächen (z. B. Kahlschläge, Windwurfflächen) entscheidend sein. In NRW befinden sich die Horstplätze bevorzugt in Altholzbeständen mit Eichen und Buchen (JÖBGES 2006 S. 14). Im Mittelgebirge bevorzugen Schwarzstörche östliche Hangexposition (ISSELBÄCHER 2003 S. 49 für Hessen und Rheinland-Pfalz).
- Die Nahrung wird insbesondere in aquatischen und amphibischen Habitaten erbeutet (JANSSEN et al. 2004, v. a. ruhige, feuchte Waldwiesen, Fließ- und Stillgewässer). Daneben können z.B. außerhalb der Brutzeit auch Stoppelfelder oder kurzrasiges Grünland nach Insekten abgesucht werden, wobei dann Fischnahrung in den Hintergrund tritt (MILTSCHEV et al. 2000) Bei Bächen sind wichtige Voraussetzungen für eine Eignung als Nahrungshabitat: eine hohe Wasserqualität, standortsgemäßer Ufergehölzbewuchs (z. B. Schwarzerle), zumindest streckenweise eine kiesig-steinige Bachsohle mit unterschiedlichen Sohlensubstraten (JANSSEN 2008 S. 85) und dauerhafte Wasserführung insbesondere in der Jungenaufzuchtszeit, idealerweise auch Totholz zur Erhöhung der Strukturvielfalt und als Mikrohabitat für Gewässerorganismen (ebd., GERHARD & REICH 2000 zit. bei Institut für Botanik und Landschaftskunde 2004 S. 14).
- Als Hauptnahrung dienen überwiegend Wasserinsekten, Fische (bis 25 cm Größe) und Amphibien, daneben Landtiere wie Insekten, Mäuse, Reptilien und weitere Kleintiere (BAUER et al. 2005 S. 274). Als wichtige Fischart tritt insbesondere die Bachforelle auf (v. a. im Mittelgebirgsraum); weitere Beute-Fischarten sind z. B. Groppe, Bachschmerle, Elritze und Bachneunauge (JANSSEN 2008 S. 85).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Absprache mit lokalen Schwarzstorchbetreuern, sofern vorhanden.

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzstorch benötigt großflächig zusammenhängende, störungsarme Komplexe aus naturnahen Laub- und Mischwäldern mit fischreichen Fließ- und Stillgewässern, Waldwiesen und Sümpfen. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden zur Sicherstellung von Ausweichmöglichkeiten für den Schwarzstorch gesichert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Bestände mit Brut-Habitatpotenzial für den Schwarzstorch
- Möglichst nahe zum betroffenen Horst, möglichst zentral im Aktionsraum des betroffenen Paares

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahmenfläche muss ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

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

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahme ist unmittelbar wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Schwarzstörche können sich ihre Horste selbst bauen. Der Maßnahmentyp der Sicherung von für die Horstanlage geeigneten Gehölzbeständen wird in der Literatur häufig vorgeschlagen (z. B. BAUER et al. 2005 S. 274, JANSSEN et al. 2004 S. 333, JANSSEN 2008 S. 87, JÖBGES 2006 S. 16, NOTTORF 1993, RYSLAVY & PUTZE 2000 S. 95).

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur grundsätzlich als hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Unsicherheiten bezüglich der Annahme durch die Art, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) für diese Maßnahme eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme besteht und eine Einzelfallbegutachtung sowie ein Monitoring erforderlich sind. Darüber hinaus hat der Schwarzstorch in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot), so dass hier auch aus diesem Grund ein Monitoring erforderlich ist.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

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

2. Anlage von Kunsthorsten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzstorch brütet in Mitteleuropa bevorzugt in ausgedehnten, ursprünglichen und möglichst ungestörten Wäldern. Zur Horstanlage werden alte Bäume mit lichter Krone bevorzugt. In Gebieten, wo geeignete Horstbäume limitierender Faktor sind, werden dem Schwarzstorch artspezifische Nisthilfen angeboten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen
- Geeignete Horstbäume sind limitierender Faktor.
- Vorkommen von Schwarzstörchen im Umfeld bis 5 km (Wechselhorste eines Schwarzstorchpaares können 2-6 km voneinander entfernt sein, NOTTORF 1993 S. 38), um die Annahmewahrscheinlichkeit zu erhöhen (s. u.).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Da auch andere Arten (z. B. Habicht, Mäusebussard, Kolkrabe, Uhu) die Kunsthorste nutzen können und da ein Storchenpaar meist über mehrere Ausweichhorste verfügt (NOTTORF 1993 S. 38, JANSSEN et al. 2004 S. 336), sollen jedem Paar mind. 3 Horste zur Verfügung stehen (unter Einbezug von Naturhorsten).
- Der Horstbaum soll von keinem frequentierten Weg aus einzusehen sein. Geeignet sind große, starkästige Eichen und Buchen, seltener Fichten und Kiefern. Wichtig ist, dass der Storch über sich ein Dach in Form einer schattenspendenden Krone hat. Der Horst wird in etwa Zweidrittel-Baumhöhe errichtet, je nach Bestandshöhe in ca. 12 -18 m. Sind keine Anflugmöglichkeiten zum Horstbaum vorhanden, müssen Nachbarbäume in Horsthöhe ausgeastet werden. Dies gilt auch, wenn zunächst unterständige Bäume im Laufe der Zeit bis in Horsthöhe wachsen (NOTTORF 1993 S. 37).
    - Für den Horstbau wird nach Möglichkeit ein waagerechter Ast zu Hilfe genommen. Parallel hierzu wird im Abstand von 60-80 cm aus 2 armdicken Fichten- oder Lärchenstangen eine „Schere“ angebracht. Hierauf werden 5-6 Sprossen genagelt. Das so entstandene Gerüst bildet die Unterlage für eine Schicht dickes Reisig. Dann folgt eine Lage (Torf-) Moos, dünnes Reisig und zum Schluss wieder (Torf-) Moos. Der so entstandene Horst hat einen Durchmesser von über einem Meter (NOTTORF 1993 S. 37)
- Die Auswahl der Standorte und das Anbringen sind von einer fachkundigen Person vorzunehmen.
- Gewährleistung von Störungsarmut (Forstwirtschaft, Brennholzwerber, Jagd, Touristen) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (März bis August) im Umfeld von bis zu 300m (Horstschutzzone in LANVU 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Wichtig ist ein Freihalten der Anflugschneisen je nach Aufwachsen der Gehölze (WEINGARDT 2000 S. 101).
- Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit des Horstes: Wenn die Horste ungünstig im Wind liegen und von keinem Vogel zur Brut genutzt worden sind, kann es vorkommen, dass nach einigen Jahren das Nistmaterial herunterweht. Ein solches nacktes Gerüst ist für den Storch ungünstig. Der fertige Horst, von oben als dunkler Klumpen erkennbar, scheint besser gesehen zu werden und wohl besonders anziehend zu wirken (NOTTORF 1993 S. 38).
- Mittel- bis langfristig betrachtet ist der Kunsthorstbau eine Überbrückungsmaßnahme, bis in den Wäldern genügend geeignete Altbäume zur Horstanlage hochgewachsen sind (JANSSEN et al. 2004 S. 335).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Das Anbringen von Kunsthorsten bei ungenügend vorhandenen geeigneten Nistbäumen wird z. B. von BAUER et al. 2005 S. 274, NLWKN 2010 vorgeschlagen. Die Maßnahme kann ein Angebot an Wechselhorsten bereit stellen und verhindern, dass die Störche ihre Horste in suboptimalen Gebieten anlegen (JANSSEN et al. 2004 S. 334 f.).

- Nach NOTTORF (1993 S. 17) wurden seit 1971 in Niedersachsen (Lüneburger Heide) 17 neue Brutreviere auf Kunsthorsten gegründet, seit 1966 bestehen insgesamt 260 erfolgreiche Bruten auf Kunsthorsten. Die Schwarzstörche seien zwar auf die Kunsthorste nicht immer angewiesen. Die versteckte Lage führe aber dazu, dass von vorneherein störungsarme Bereiche bezogen und Horstabstürze zur Brutzeit vermieden würden. JANS et al. (2000, Luxemburg) beschreiben die erfolgreiche Annahme von 2 Kunsthorsten: Die 1998 angelegten Horste wurden bereits im Herbst desselben Jahres von den Altvögeln, die ihren Horst am Ende der Brutzeit verloren hatten, inspiziert und ausgebaut. 1999 wurde dann auch einer der beiden angenommen. Nach SCHONERT (2000) wurde 1968 in einem NSG eine Horstunterlage für den Schwarzstorch errichtet. Auf ihr wurden in 15 Jahren 34 Jungstörche erfolgreich aufgezogen. Nach KUNKEL (zit. bei HORMANN 2000 S. 8) wurde ein Kunsthorst von einem Schwarzstorchpaar angenommen, nachdem der Horst mehrmals infolge Stürme zerstört worden war. Auch in NRW fanden bereits einzelne Bruten auf Kunsthorsten statt (WOLF in NWO 2002, S. 30)

- Für Westmecklenburg und Thüringen halten HAUFF (1993 S. 64) bzw. KLAUS et al. (1993 S. 27) das Anbringen von Kunsthorsten aufgrund der Ausstattung der Wälder für nicht erforderlich.

- Die Vogelschutzwarte Frankfurt hat in den letzten Jahrzehnten zahlreiche Plattformen in Hessen und Rheinland-Pfalz gebaut. Die Aktion beschränkte sich auf Standorte, wo ein Nestabsturz vorhandener Horste bekannt war (HORMANN 2011 S. 307). JANSSEN et al. (2004 S. 335) empfehlen die Anlage von Kunsthorsten in waldarmen Gebieten, um neue Bruthabitate zu erschließen. Die Anlage von Kunsthorsten bewirkt jedoch nicht automatisch eine Besiedlung: Bei LEIBL (1993, Bayern) führte der Bau von Kunsthorsten an 7 verschiedenen Plätzen nicht zu einer Annahme. In Brandenburg (WEINGARDT 2000 S. 102) führten die Kunsthorste nicht zu einer Ansiedlung in vorher unbesiedelten Bereichen, jedoch wurden die Horste in unmittelbarer Nähe zu bestehenden (suboptimalen, absturzgefährdeten) Naturhorsten angenommen und haben nach Einschätzung des Autors „zur Sicherung des Bestandes beigetragen".

- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Angaben in der Literatur grundsätzlich als hoch eingeschätzt. Jedoch bestehen Unsicherheiten bezüglich der Annahme durch die Art, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (7.11.2011, LANUV Recklinghausen) für diese Maßnahme eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme besteht und eine Einzelfallbegutachtung sowie ein Monitoring erforderlich sind. Darüber hinaus hat der Schwarzstorch in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot), so dass hier auch aus diesem Grund ein Monitoring erforderlich ist.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

3. Entwicklung von Nahrungshabitaten (G1.1, G1.3, G4.3, G6.2, O1.1, W6, W8.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Schwarzstorch sucht seine Nahrung überwiegend in aquatischen und amphibischen Habitaten (v. a. ruhige, feuchte Waldwiesen, Fließ- und Stillgewässer). In der Maßnahme werden für den Schwarzstorch geeignete, störungsarme Nahrungshabitate durch Fließgewässerrenaturierung, Auenrenaturierung, Anlage von Kleingewässern, Renaturierung von Waldwiesen und (Wieder-) Vernässung von Feuchtwiesen entwickelt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Schwarzstorches ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Der Wasserstand des Bodens ermöglicht die in der Maßnahme vorgesehene Bodenfeuchte.
- Nicht weiter als 5 km vom Schwarzstorchhorst entfernt (siehe oben), je näher desto besser.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum oder mind. 5 einzelne Kleingewässer empfohlen (idealerweise Kombination beider Typen).
- Fließgewässerenaturierung G 6.2 (BAUER et al. 2005 S. 274, HORMANN 2000 S. 9, NLWKN 2010) mit extensiver Nutzung der Talaue, Beseitigung von Aufstiegshindernissen für Fische (Schwellen, Wehre, Rohre, BOCK et al. 1993), Rückbau von Entwässerungseinrichtungen, Reduzierung der anthropogenen Sedimentfracht, Förderung der Eigendynamik und Wasserretention (JANSSEN et al. 2004 S. 341 f.). V. a. bei Mittelgebirgsbächen mit ausgeprägtem Talcharakter schließt die Renaturierung idealerweise die gesamte Aue ein (d. h. nicht nur das unmittelbare Gewässer). Wo es vom Gefälle und den geomorphologischen Voraussetzungen her standortgerecht ist, kann die Entwicklung durch unterschiedliche Kies- und Steinschüttungen sowie durch lokale Einengung des Bachbetts beschleunigt werden. Derartige Maßnahmen erhöhen die Strukturvielfalt, ermöglichen ein Angebot von Fischlaichplätzen und fördern die Fließgewässerdynamik. Auch das Einbringen von Bäumen dient diesem Ziel und bietet Unterstände für Forellen. Wo Steine fehlen, schafft Totholz zudem Mikrohabitate für hartsubstratgebundene Kleintiere und „hilft" weiterhin bei der Gestaltung fließgewässertypischer Strukturen. Ungünstig sind durchgängige, gleichmäßige Profilaufweitungen (JANSSEN et al. 2004 S. 342 f.).
- Renaturierung von Auen: Rücknahme von Fichten in der Aue W6, W 8.1(HORRMANN 2000 S. 9, KLAUS et al 1993 S. 27, LEIBL 1993, LWF 2008, JÖBGES 2006 S. 16). Dadurch wird der zunehmenden Verarmung der Fließgewässer infolge Versauerung in fichtendominierten Gebieten entgegengewirkt (BOCK et al. 1993, JANSSEN et al. 2004 S. 340, KLAUS et al. 1993 S. 27), zudem wird v. a. in kleineren Tälern und bei dichten Nadelgehölzen die Barrierewirkung aufgehoben. Anpflanzen von standortsgemäßen Ufergehölzen, Sukzession oder Anlage von Extensivgrünlandbereichen in der Bachaue. Falls außerhalb geschlossener Wälder größere Bachabschnitte vollständig ohne Gehölzsaum sind: Initialpflanzung bachbegleitender Gehölzsäume (z. B. Weide, Erle) als Sichtschutz für den Schwarzstorch in der offenen Kulturlandschaft (JANSSEN et al. 2004 S. 342 f., KLAUS et al. 1993 S. 27). Entfernung von die Fließgewässer überspannenden Zäunen (LWF 2008). Sofern lokal möglich, Förderung von Bibern.
- Anlage von Kleingewässern G1 (BAUER et al. 2005 S. 274, HORMANN 2000 S. 8, JÖBGES 2006 S. 16, LEIBL 1993). Die Kleingewässer dürfen nicht durch Aufstau von Fließgewässern entstehen und auch sonst keinen Anschluss an Fließgewässer haben (auch nicht im Nebenschluss), da ansonsten das Ökosystem des angrenzenden Baches (Fließgewässer) beeinträchtigt wird. Als geeignete Stellen verbleiben damit ehemals vernässte und vernässungsfähige, aber aktuell trockenliegende Standorte. Wenn keine dauerhafte Wasserführung möglich ist, bleibt der Wert für den Schwarzstorch lediglich auf die Funktion von

Amphibienlaichgewässern (Amphibien sind ebenfalls Schwarzstorchnahrung) beschränkt (JANSSEN et al. 2004 S. 346, KLAUS et al. 1993 S. 27). Möglich ist auch eine Extensivierung der Nutzung von ehemaligen Fischteichen, ggf. mit Erwerb der Fischrechte (LEIBL 1993).

- Renaturierung von brach gefallenen Waldwiesen (HORMANN 2000 S. 8, KLAUS et al. 1993 S. 27). Offenhaltung z. B. durch Mahd mindestens bei Aufkommen von Gehölzen.

- (Wieder-) Vernässung von Feuchtgebieten G 4.3 (NLWKN 2010) insbesondere im Wald. Nach RYSLAVY & PUTZE (2000, Brandenburg) reicht oft schon eine Wasserrückhaltung durch einfache Staueinrichtungen aus, um z. B. Bruchwaldbereiche wieder unter Wasser zu setzen. Forstgräben sollen so unterhalten werden, dass sich in ihnen ein Kleinfischbestand halten kann. Dementsprechend sollen sie pflanzenbewachsene sonnige Abschnitte aufweisen und < 0,5 m tief sein. Aufgestaut werden können alte Entwässerungsgräben, natürliche Waldbäche sollen dagegen wegen ungünstigen Änderungen des Ökosystem Fließgewässer nicht aufgestaut werden (JANSSEN et al. 2004 S. 333, 339).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Bei Maßnahmen im Grünland und den Waldwiesen ist für eine Offenhaltung je nach Aufkommen von Gehölzbewuchs zu sorgen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Kein Besatz mit Bachforellen aus Fischzuchtanlagen, da sie aufgrund ihrer genetischen Voraussetzungen als Satzfische in der Regel ungeeignet sind bzw. zur Verschlechterung des autochthonen Bachforellengenpools beitragen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage der Habitate und bei Durchführung von Wiedervernässungen Wirksamkeit (Etablierung der Vegetation, Besiedlung durch Nahrungstiere) innerhalb von bis zu 5 Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig innerhalb von bis zu 5 Jahren bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur zahlreich empfohlen (siehe die Angaben oben).

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor, jedoch auch keine dem Maßnahmentyp widersprechenden Hinweise. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie und der Empfehlungen in der Literatur als hoch eingeschätzt.

- Der Schwarzstorch hat in der atlantischen Region von NRW einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist hier ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Schwarzstorch bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten. Maßnahmen in den Bruthabitaten bzw. den Horsten sind Einzelfallentscheidungen und mit einem Monitoring zu begleiten.
Angaben zur Priorisierung:

- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.
- Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen hat eine höhere Priorität als die Anlage von Kunsthorsten.
- Entwicklung von Nahrungshabitaten: Maßnahmen an Fließgewässern sind gegenüber Stillgewässern zu favorisieren.

Quellen:

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

Bock, K.-H.; Bretterfeld, R.; Kessler, A. (1993): Zur Ökologie des Schwarzstorches im Thüringer Wald. In Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Rauhfußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 17-22.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Bearb., 1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1. Gaviiformes – Phoenicopteriformes. Seetaucher, Lappentaucher, Sturmvögel, Ruderfüßler, Schreitvögel, Flamingos. Aula-Verlag, Wiesbaden, 483 S.

Hauff, P. (1993): Habitatstrukturen von Schwarzstorchbrutplätzen in Westmecklenburg. Schriftenreihe für Umwelt- und Naturschutz im Kreis Minden-Lübbecke 2: 64-69

Hormann, M. (2000): Schwarzstorch – Ciconia nigra. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung

Hormann, M. (2011): Die heimliche Rückkehr des Schwarzstorches. Der Falke 58 (8): 304-307.

Institut für Botanik und Landschaftskunde Thomas Breunig (Bearb. Siegfried Demuth, Judith Knebel 2004): Ökologische Wirkung von PLENUM-Projekten. Literaturstudie. Gutachten im Auftrag der Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, 144 S.

Isselbächer, K. (2003): Bestand, Verbreitung und Habitatpräferenzen des Schwarzstorches Ciconia nigra L. 1758 in Rheinland-Pfalz und Hessen. Diplomarbeit Philipps-Universität Marburg, 59 S.

Jans, M.; Lorgé, P. & J. Weiss (2000) : Der Schwarzstorch Ciconia ciconia in Luxemburg. Regulus Wiss. Bericht. Nr. 18: 15-30

Janssen, G. (2008): Lebensräume und Schutz des Schwarzstorchs (Ciconia nigra) in Schleswig-Holstein. Berichte zum Vogelschutz 45: 81-88.

Janssen, G.; Hormann, M.; Rohde, C. (2004): Der Schwarzstorch Ciconia nigra. Die Neue Brehm-Bücherei 468, Westarp Wissenschaften Magdeburg.

Jöbges, M. (2006): Die Rückkehr des Schwarzstorches Ciconia nigra nach NRW. Habitatansprüche, Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen. LÖBF-Mitteilungen 2/2006: 14-16.

Klaus, S.; Franz, D.; Stede, T. (1993): Bestandsentwicklung und Bruterfolg des Schwarzstorchs Ciconia nigra in Thüringen. In Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Rauhfußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 23-28.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV 2010): ABC Bewertungsschemata (Entwürfe) für die Brutvögel und die Fledermausarten in NRW, Stand 28.12.2010. http://www.naturschutzinformationen-

nrw.de/artenschutz/de/downloads, Abruf 27.07.2011

Leibl, F. (1993): Die Situation des Schwarzstorchs in Bayern unter besonderer Berücksichtigung der Oberpfalz. In Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Rauhfußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 11-16.

LWF Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft: Erhaltungsmaßnahmen für waldrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-waldrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf, Abruf 27.7.2011

Miltschev, B.; Kodshabaschev, N.. & D. Tschobanov (2000): Zur Nahrung des Schwarzstorches Ciconia nigra nach der Brutzeit in Südost-Bulgarien. Vogelwelt 121 (1): 51 – 53.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Schwarzstorch (Ciconia nigra). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff, Abruf 27.07.2011

Nottorf, A. (1993): Schwarzstorchschutz in Niedersachsen. In Ökologische Bildungsstätte Oberfranken – Naturschutzzentrum Wasserschloß Mitwitz e. V. (Hrsg.): Schutzstrategien für Schwarzstorch und Rauhfußhühner. (Textbeiträge vom Seminar „Schutzstrategien für den Schwarzstorch“ vom 6.2. bis 7.2. 1993). Materialien II / 1993, S. 35-39.

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

Ryslavy, T. & M. Putze (2000): Zum Schwarzstorch (Ciconia nigra [L., 1758]) in Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 9(3): 88-96.

Sackl, P. (1985): Der Schwarzstorch (Ciconia nigra) in Österreich – Arealausweitung, Bestandsentwicklung und Verbreitung. Vogelwelt 106 (4): 121 – 141.

Sackl, P. (1993): Beobachtungen zum Thermiksegeln und zur Flugbalz des Schwarzstorchs (Ciconia nigra). Ökologie der Vögel 15: 1 – 16

Schonert, P. (2000): Horstunterlagen für Schwarzstorch. Biologische Medien, Luckau 29 (2000): 99-100.

Weingardt, A. (2000): Der Schwarzstorch (Ciconia nigra [L., 1758]) im Spreewald. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 9(3): 97-102

Sperber *Accipiter nisus* ID 54

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Der Sperber brütet in meist jährlich neu gebauten Horsten (ORTLIEB 1987, IGS 2008 S. 38, Schneider et al. 1996). Die Reviertreue ist in der Regel hoch ausgeprägt, so dass die Horste früherer Jahre im Umfeld des aktuell benutzten Horstes liegen. Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Horstbaumes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (strukturell geeignete Gehölze) im Umkreis von bis zu 100 m um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum abgegrenzt.

Ruhestätte: Sperber nächtigen / ruhen im Horst und in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Vorhandensein geeigneter Bruthabitate: Der Sperber brütet meist in Stangenholz. Grundsätzlich werden alle Baumarten angenommen, eine Bevorzugung besteht jedoch für 20-50jährige Stangenholzparzellen von Fichte, Lärche und Kiefer (auch in Mischung mit Laubholz). Wenn Nadelhölzer fehlen, brüten Sperber auch in reinen Laubstangenhölzern (MEBS & SCHMIDT 2006, IGS 2008, S. 33), weiterhin auch zunehmend in Siedlungs- und Innenstadtbereichen (IGS 2008, SANDKE 1992). Außerhalb des Waldes können Sperber auch in schmalen Gehölzstreifen, breiten, baumdurchsetzten Hecken, Gehölzinseln, städtischen Grünanlagen bis hin zu Alleen und Einzelbäumen nisten (KNÜWER in NWO 2002, S. 73).
- Vorhandensein geeigneter Nahrungshabitate: Reich strukturierte Landschaft mit hohem Kleinvogelvorkommen und genügend Deckung, die der Sperber als „Überraschungsjäger“ bei der Nahrungssuche nutzen kann (z. B. Waldränder, baum- und heckenreiche Kulturlandschaften, Höfe mit Baumbestand, Ortsrandlagen mit größeren Gärten, Gartenstädte, usw.)

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

1. Optimierung von Bruthabitaten: Auflichten dichter Gehölzbestände (W2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Sperber bevorzugen für die Anlage ihrer Horste Fichten- oder Lärchenstangenholz. Vorhandene, sehr dichte Bestände dieser Baumarten werden mittels angepasster Durchforstung in ihrer Eignung für den Sperber optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Dichtes, undurchforstetes Stangenholz ca. 20-40 Jahre aus Fichte, Lärche, Kiefer; Laubholz-Stangenholz mit beigemischter Fichte, Lärche, Kiefer (IGS 2008, S. 33; ORTLIEB 1987, S. 67, SCHNEIDER et al. 1996, S. 33)
- Nähe zu geeigneten Nahrungshabitaten und Gewährleistung freier Anflugmöglichkeit: Die Flächen sollen nach mind. 1 Seite offen sein (Waldrand, Jungwuchs oder Waldlichtung), keine Flächen mitten im Inneren dichter, großflächiger Wälder (v. a. keine großen Nadelholzforste wegen geringem Aufkommen von Kleinvögeln: FEHSE 2008, IGS 2008 S. 305, SCHNEIDER et al. 1996)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Der Bestand muss so groß und geschlossen sein, dass er standsicher ist (mind. „Feldgehölzgröße“, bei Flächen innerhalb von Wäldern mind. 0,5 ha.
- Oft nimmt der Sperber Stangenholzbestände nach der ersten regulären Durchforstung an (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 306). Bei zu starker Durchforstung nimmt die Habitateignung für den Sperber aber wieder ab (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 312), was möglicherweise mit der Prädationsgefahr (Habicht, Marder) zusammenhängt (FRIEMANN 1993, SCHNEIDER et al. 1996). Meist werden in größeren Waldgebieten alle Stangenhölzer gleichzeitig und so radikal ausgelichtet, dass kaum noch geeignete Brutmöglichkeiten verbleiben (FRIEMANN 1993, S. 11). Der Sperber bevorzugt Fichtenbestände, bei denen die typische trockene Beastung der Stämme bis zum Fuß des Baumes reicht (ORTLIEB 1987, S. 67). Nach IGS (2008, S. 34) kann als Faustregel ein Nadelwald dann als geeignet gelten, „wenn er ohne allzu große Mühe aufrecht gehend begangen werden kann.“ FRIEMANN (1993, S. 12) und SCHNEIDER et al. (1996, S. 33) empfehlen, dass bei der Durchforstung mehrere dichtere und dunklere Parzellen (je 100-400 qm nach FRIEMANN) erhalten bleiben sollen, die der Sperber zur Horstanlage nutzen kann.
- Das bei der Durchforstung anfallende Astwerk kann für den Sperber offenbar ungünstig wirken, da ihm beim Rupfen die Sicht auf Bodenfeinde versperrt ist, sofern er nicht hochstehende Wurzeln oder halbhoch liegende umgestürzte Bäume nutzen kann (FRIEMANN 1993, S. 12). In den Maßnahmenflächen soll daher der Boden dementsprechend weitgehend geräumt werden bis auf einzelne Stämme als potenzielle Rupfplätze. Ggf. sind einzelne Schneisen anzulegen zur Schaffung von Flugbahnen / freier Anflugmöglichkeit zu den Horstbäumen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Die Bestände verlieren mit zunehmendem Gehölzalter / geringer werdender Deckung ihre Eignung als bevorzugter Sperberbrutplatz. In Gebieten, wo nur wenige geeignete Bruthabitate für den Sperber vorhanden sind, ist ein Pflegemanagement in Zusammenarbeit mit den Forstbehörden zu empfehlen, um ein mittel- bis langfristiges Angebot an Bruthabitaten für den Sperber sicherzustellen (FRIEMANN 1993, S. 12)

- Kein gleichzeitiges Vorkommen des Habichts (Habicht als Prädator des Sperbers, ORTLIEB 1987 S. 106) in unmittelbarer Nähe zum Maßnahmenstandort.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt.

- FRIEMANN (1993, S. 12) berichtet von Flächen im Darmstädter Ostwald und von der Bergstraße (Hessen), wo „zusammen mit den Revierförstern einige wenige Versuche dazu durchgeführt wurden, die zeigten, dass der Sperber genau diese „Brutplätze nach Maß“ annahm.“

- Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 7.11.2011) besteht für NRW jedoch keine Maßnahmeneignung (Fehlen entsprechend dichter Bestände).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☒

Fazit Eignung: keine

2. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (O3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Sperber erbeutet seine Nahrungsstiere aus einem schnellen und wendigen Jagdflug unter Ausnutzung von Deckung. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt eine Verbesserung der Nahrungshabitate für den Sperber, indem für seine Nahrungstiere günstige Strukturen (z. B. Hecken, Waldrandgestaltung) geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Sperbers ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Maßnahmen im Acker: keine Umwandlung von Grünlandstandorten
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 500 m) im Aktionsraum empfohlen.
- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Sperber relevanten Nahrungstieren:
- Anlage und Pflege von Hecken: Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Sperbers durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigen Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).
- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen: Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst“. Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August, Abtransport des Mahdgutes. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.
- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von

Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht mit hohen Baumreihen o. a.
- Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Hecken, Baumreihen, Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZADLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Maßnahmen sind kurzfristig wirksam. Der Maßnahmentyp (Strukturierung von Offenland, Erhöhung der Bestandzahlen potenzieller Beutetiere) wird von BAUER et al. (2005, S. 331) für den Habicht empfohlen. Wissenschaftliche Nachweise zur Wirksamkeit liegen bezogen auf den Habicht nicht vor, die Maßnahmen sind jedoch von der Artökologie her plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Geeignete Maßnahmen für die Bruthabitate liegen nicht vor. Bezüglich der Nahrungshabitate sind in ausgeräumten Landschaften Maßnahmen zur Strukturierung durchführbar, die sich günstig auf die Nahrungstiere des Sperbers und somit auch auf den Sperber selbst auswirken.

Angaben zur Priorisierung:

- Optimierung von Bruthabitaten: Auflichten dichter Gehölzbestände: geringe Priorität

Quellen:

Fehse, C. (2008): Vom Sperber (Accipiter nisus) im Odenwald. Collurio 28: 107-113.

Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.

Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.

Friemann, H. (1993): Sperber - Accipiter nisus. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 1. Lieferung

Gruttke, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 367-376.

IGS Interessengemeinschaft Sperber (2008): Wie findet man Brutplätze des Sperbers? In: IGS Interessengemeinschaft Sperber (Hrsg.): Die Sperber in Deutschland. Eine Übersicht mit Beiträgen aus 15 Regionen. Books on Demand GmbH, Noderstedt, S. 33-40

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

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

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

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

Ortlieb, R. (1987): Die Sperber Accipitridae. Die Neue Brehm-Bücherei, Band 523. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 164 S.

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

Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

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

Sandke, C. (1992): Horste des Sperbers (Accipiter nisus) in Laubwaldbeständen auf Bochumer Stadtgebiet. Charadrius 28: 30-32.

Schneider, H.-G.; Enders, B.; Gottmann, A.; Wilke, M. (1996): Der Sperber (Accipiter nisus) in Nordhessen – Ergebnisse langjähriger Untersuchungen (1980-1994) zur Bestandsentwicklung, Siedlungsdichte, Siedlungsweise und Brutbiologie auf vier Probeflächen. Vogelkundliche Hefte Edertal 22: 29-37

Steinkauz *Athene noctua* ID 56

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Steinkauz brütet in Höhlen und Nischen, meist in Bäumen oder an Gebäuden, lokal bestehen auch „Nistkastenpopulationen“. Die Reviergröße ist abhängig von der Habitatausstattung, bei günstigen Bedingungen reichen wenige Hektar. Der Steinkauz ist meist standortstreu, Weibchen siedeln am ehesten im Einzelfall über größere Entfernungen um; im Winter kann der Aktionsraum besonders in Siedlungen hinein ausgedehnt werden. Die Bruthöhlen werden überwiegend wiederbenutzt. Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt, d. h. die Bruthöhle (falls nicht auskartiert: Das Revierzentrum) im räumlichen Verbund mit weiteren geeigneten Nisthöhlen und strukturiertem Offenland (insbesondere beweidete Flächen mit geeigneten Sitzwarten) innerhalb der Reviergrenzen.

Ruhestätte: Neben der Bruthöhle werden weitere (Baum-) Höhlen und deckungsreiche Tageseinstände (Nischen an Gebäuden, Scheunen, Schuppen, Baumgruppen) innerhalb des Reviers als Ruhestätte angesehen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Höhlen meist in Obst- oder Kopfbäumen oder Nischen an Gebäuden als Brutplatz (vielerorts auch Nistkästen)
- Deckungsreiche Tageseinstände (Bäume, Scheunen, Schuppen, Holzstapel) als Ruheplatz
- Strukturiertes, kurzrasiges Grünland (insbesondere Dauerweide) mit Weidepfählen, Einzelbäumen o. a. Sitzwarten

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Der größte Teil der Jungvögel siedelt sich in < 10 km Entfernung vom Geburtsort an (MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 331). Maßnahmen zur Neuschaffung von Revieren sollen möglichst in unmittelbarer Nähe zu stabilen Quellpopulationen stattfinden (< 2 km, je näher desto besser; vgl. ZENS 2005), max. in 10 km Entfernung.

Sonstiges

- Da Steinkauzvorkommen oft auf / bei landwirtschaftlichen Betrieben liegen, ist für den Maßnahmenerfolg in der Regel eine Zusammenarbeit mit dem betreffenden Landwirt erforderlich. Weiterhin werden Steinkauzvorkommen oft von Einzelpersonen / Gruppen betreut, die an der Maßnahmenkonzeption ebenfalls beteiligt werden sollen.

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Steinkauz brütet natürlicherweise in vorhandenen Höhlen, meistens in Baumhöhlen. Bei Mangel an natürlichen Nistmöglichkeiten werden durch das Anbringen von artspezifischen Nistkästen dem Steinkauz neue Brutmöglichkeiten angeboten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen, insbesondere zu Straßen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Nicht in unmittelbarer Waldrandnähe (Waldrandnähe begünstigt Waldkauzvorkommen, Waldkauz als Prädator vom Steinkauz).
- Im Umkreis von < 200m zu Nahrungshabitaten (VOSSMEYER et al. 2006).
- Idealerweise unmittelbare Nähe zu Quellpopulationen des Steinkauzes (bis 2 km), nicht weiter als max. 10 km.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Um Konkurrenzsituationen mit anderen Vögeln (z. B. Star) vorzubeugen und um dem Steinkauz auch eine Schlafhöhle anzubieten, sind pro Revierpaar mind. 3 artspezifische Nistkästen (Niströhren) anzubringen (FURRINGTON & EXO 1982).
    - Artspezifische Nistkästen für den Steinkauz (Länge ca. 90 -100 cm, Durchmesser ca. 18 cm) und Details zur Anbringung sind in der Literatur zahlreich beschrieben (z. B. FURRINGTON & EXO 1982, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 330; RUGE 1989, S. 41, SCHWARZENBERG 1985 S. 24 ff., vgl. auch die angegebenen Internetseiten).
    - Die Form (Röhre, Kasten) ist dabei sekundär. Höhe mind. 3 m, beschattete Lage. Verwendung von Nistkästen mit Marderschutz, sofern der Marder die Röhre erreichen kann. Nistkasten mit Einrichtungen zur Drainage / Belüftung (z. B. Lüftungslöcher im Boden).
    - Einbringen von morschen Holzstückchen, Häckselsgut von Baum- und Heckenschnitt oder groben Sägespänen (wegen Entstehung eines „Kloakenmilieus“ wird bei kleineren Nistkästenformaten empfohlen, auf Sägespäne oder Heu zu verzichten“, SCHÖNN et al. 1991, S. 210, SCHWARZENBERG 1985, S. 21).
    - Öffnung soll nicht zur Wetterseite zeigen, wenn nicht der Stamm oder Hauptäste einen Schutz zur Wetterseite hin bieten.
    - Befestigung auf einem weitgehend waagerechten Hauptast oder in Stammnähe mit Anbindung des Ausschlupfes an Hauptäste, so dass die jungen Käuze beim Verlassen der Nisthilfe im Baum klettern und ohne abzustürzen in den Nistkasten zurück können. Die Niströhre soll leicht nach hinten geneigt sein (d. h. Einfluglochseite liegt etwas höher), damit bei eventuell auftretender Feuchtigkeit für die jungen Käuze die Möglichkeit besteht, nach vorne auszuweichen und damit die Eier nicht in Richtung Einflugloch rollen. Keine Anbringung von nach vorne geneigten Niströhren.
    - SCHÖNN et al. (1991, S. 211) verweisen darauf, dass Höhlen mit Zwischenscheibe als Marderschutz offenbar nur ungern angenommen werden und daher auf Gebiete mit hohem Marderbesatz beschränkt bleiben sollen. Blechmanschetten zur Marderabwehr haben den Nachteil, dass sie die Brutbäume kennzeichnen und auf den Boden gesprungene Jungvögel nicht mehr kletternd in die Bruthöhle

zurückkehren können.

- Die Anbringung soll von fachkundigen Personen vorgenommen werden. Da fast überall in NRW lokale Schutzprojekte für den Steinkauz bestehen, sind die lokalen Steinkauzschützer in die Maßnahme mit einzubeziehen. Kontakte zu lokalen Gruppen durch Vogelschutzwarte LANUV, NABU, AG Eulen und EGE.

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflegedauer: Der Kasten ist jährlich im Herbst (September / Oktober) auf Funktionsfähigkeit zu prüfen und ggf. von Nistmaterial zu befreien (v. a. Stare tragen viel Nistmaterial ein). Nach der Entleerung Einbringen von grobem Sägemehl, Hobelspänen oder Gehölzhäckselgut oder einen Teil des Nistmulms im Kasten belassen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Nistkästen sollten dort nicht aufgehängt werden, wo Naturhöhlen in ausreichender Zahl vorhanden sind.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Käuzen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

- Grundsätzlich gilt: je näher die Maßnahmenfläche zu einer starken Quellpopulation liegt, desto eher ist mit einer Besiedlung zu rechnen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig einsetzbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt. Die Annahme von Nistkästen speziellen Bautyps durch den Steinkauz ist zahlreich belegt (z. B. BAUER et al. 2005, MEBS & SCHERZINGER 2000, NABU RLP o. J., SCHWARZENBERG 1985) und kann grundsätzlich als gesichert gelten.

- Jedoch liegen zur Erfolgswahrscheinlichkeit unterschiedliche Ergebnisse vor: Während z. B. in NRW in Bereichen mit geringem Besiedlungsdruck das Anbringen von Nisthilfen trotz offenkundig geeigneter Nahrungshabitate erfolglos war, waren Nisthilfen in Hessen wahrscheinlich ein wesentlicher Faktor für die Ausbreitung des Steinkauzes (CIMIOTTI & LEHR 2009; für das thüringische Eichsfeld erfolgreicher Nachweis bei HASELOFF 1997 nach Auswilderung im benachbarten niedersächsischen Eichsfeld). Daher soll die Maßnahme idealerweise in einer Entfernung von max. 2 km zu einer starken Quellpopulation umgesetzt werden. Bei einer Entfernung bis max. 10 km oder bei kleinen, instabilen Vorkommen ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen (vgl. auch MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 331, LOSKE 2007).

- Die Maßnahme bezieht sich nur auf den Brutplatz. In der Regel ist eine Kombination mit Aufwertungen in den Nahrungshabitaten erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (bei nahen Quellpopulationen) bis mittel (bei geringem Besiedlungsdruck)

2. Entwicklung (Erweiterung) und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland (O3.1.3, O5.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Grünlandbestände mit Streuobst und Kopfbäumen sind bevorzugte Steinkauz-Habitate. Im Bereich vorhandener Bestände, die aktuell z.B. aufgrund mangelnder Pflege oder zu geringer Größe suboptimal für den Steinkauz ausgeprägt sind, werden Maßnahmen zur Optimierung bzw. Herstellung der Brutplatz- und Nahrungsverfügbarkeit durchgeführt.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Nicht in unmittelbarer Waldrandnähe (Waldrandnähe begünstigt Waldkauzvorkommen, Waldkauz als Prädator vom Steinkauz).
- Im Umkreis von < 200m zu Bruthabitaten (VOSSMEYER et al. 2006)
- Idealerweise unmittelbare Nähe zu Quellpopulationen des Steinkauzes (bis 2 km), nicht weiter als max. 10 km.
- Bestand mit vorhandenen älteren Obst- oder Kopfbäumen (regionaltypische Arten), die derzeit z.B. aufgrund mangelnder Pflege des Grünlandes (Verbrachung o. a.) für den Steinkauz suboptimal ausgeprägt ist.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 5 ha Nahrungshabitat in einem für den Steinkauz geeigneten Umfeld. Die Winteraktionsräume sind in der Regel > 10 ha groß.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Pakete 4301 und 4302: „Erhaltung und Ergänzung von Streuobstwiesen“) sowie bei MKULNV (2009) (weitere Details zu Streuobstwiesen z. B. bei ARGE Streuobst 2010).
- Pflege der Bäume: Erhalt alter, bestehender Bäume, Durchführung von Pflegeschnitten unter Erhalt von Totholzstrukturen (s. u.). Setzen junger Obst- und Kopfbäume bei Lücken im Altbaumbestand oder um diesen zu erweitern. Die Baumdichte soll variieren, im Durchschnitt ca. 50 bis 70 Bäume pro ha, Besonnung des Unterwuchses muss gewährleistet sein (ARGE Streuobst 2010). Bei Obstbäumen Verwendung von Hochstämmen.
    - Totholzanteile: geringe Anteile feines Totholz, hohe Anteile starkes Kronentotholz (ab etwa Armdicke) besonders in älteren Bäumen soweit statisch möglich belassen; einige schon abgestorbene Bäume verbleiben als stehendes Totholz möglichst lange im Bestand (ARGE Streuobst 2010).
    - Baumpflege: regelmäßiger Baumschnitt, um vorzeitiger Alterung vorzubeugen und um eine lichte und stabile Krone zu erhalten (ARGE Streuobst 2010).
    - Unter den Obstbäumen sind Apfelbäume von besonderer Bedeutung, da sie durch Pilzbesiedlung deutlich früher und zahlreicher Höhlen ausbilden als andere Obstbäume (ARGE Streuobst 2010 S. 8).
    - Wo sie traditionell vorkommen, können Kopfbäume gepflanzt werden. Als Kopfbäume kommen die Arten Weide, Esche, Linde, Erle oder Eiche in Betracht. Die Kopfbäume müssen etwa alle 5 Jahre

geschnitten werden. Wichtig ist der richtige Schnitt der Kopfbäume, damit es zur Bildung von Höhlen kommen kann: Die Kopfbäume sollen nicht direkt am Stamm, sondern an den Austrieben in einer Höhe von 20 cm geschnitten werden.

- Die ARGE Streuobst (2010) empfiehlt als anzustrebende Altersstruktur für Vögel in Streuobstbeständen: ca. 15 % Jungbäume, 75-80 % ertragsfähige Bäume, 5-10 % abgängige „Habitatbäume“, die auch nach Ende der Ertragsphase im Bestand bleiben.
- Bei Mangel an für den Steinkauz geeigneten Nisthöhlen kann die Maßnahme in Kombination mit dem (temporären) Aufhängen von Nistkästen durchgeführt werden (Anbringen von Nisthilfen).
- Grünlandpflege: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Herstellung geeigneter Nahrungshabitate für den Steinkauz über Pflege des Grünlandes durch Beweidung (favorisiert) oder Mosaik-Mahd, bereits ab Anfang Mai, wobei sich kurz- und langrasige Strukturen abwechseln (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland). Bei einer Nutzung als Weide sind die Obstbäume vor Verbiss / Scheuern (insbesondere bei Pferden und Schafen) zu schützen. Bei Mangel an Sitzwarten können neben neu anzupflanzenden Einzel-Gehölzen auch Zaunpfähle Verwendung finden (Einzäunungen möglichst nicht mit Stacheldraht wegen Verletzungsgefahr. Bei Beweidung v.a. mit Pferden ist eine Sicherung der Tränken (Kunstoff-Eimer und Kübel, in denen v.a. junge Steinkäuze ertrinken können) zu gewährleisten.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, die den Anteil der Kräuter durch Einsaat mit autochthonem Saatgut zu erhöhen (Verbesserung des Insekten- und somit des Nahrungsangebotes für den Steinkauz).
- Kleinstrukturen wie Hecken, Krautsäume, Trockenmauern, Totholzhaufen oder Zaunpfähle sollten auf ca. 10-15 % der Fläche zur Verfügung stehen (ARGE Streuobst 2010 S. 12) unter Ausnutzung von ggf. bereits vorhandenen Strukturen.
- Werden bei dem Eingriff Gehölze beeinträchtigt, ist vor Neupflanzung zu prüfen, ob ein Verpflanzen / Versetzen möglich ist.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflege- und Erziehungsschnitte der Obstbäume; Pflege des Grünlandes nach obigen Vorgaben (Details bei MKULNV 2009 und ARGE Streuobst 2010).). Um einen langfristigen Erfolg zu gewährleisten, sind, sofern im Gebiet vorhanden, örtliche Initiativen zum Streuobstschutz und Kopfbaumschutz bei Pflege bzw. Neuanpflanzungen einzubeziehen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Bei Beweidung mit Pferden können Schäden an den Bäumen (Streuobstbestand) auftreten.
- Für den Steinkauz ist die Nahrungsversorgung im Winterhalbjahr (schneereiche, kalte Winter) bedeutsam. Dann spielen Vögel als Nahrungsquelle eine herausragende Bedeutung. Neben Maßnahmen, die Strukturen für Übernachtungsplätze von Kleinvögeln bieten (Hecken u. a.), wirken hier auch das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland) positiv.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die zeitliche Dauer bis zur Wirksamkeit ist abhängig von der Ausprägung des aktuellen Bestandes. Bei Optimierung von Beständen mit vorhandener Grundeignung (Instandsetzungspflege des Grünlandes, Anlage von Säumen, Anlage von Kleinstrukturen, ggf. Schnittpflege vorhandener Gehölze) ist eine Wirksamkeit meist innerhalb von bis zu 2 (-5) Jahren möglich. Die Entwicklung eines ausreichenden Baumhöhlenangebotes beansprucht bei Neupflanzungen mindestens etwa 40 bis 50 Jahre. Hier kann die Zeitspanne durch das temporäre Aufhängen von Nistkästen (Anbringen von Nisthilfen) überbrückt werden. Neupflanzungen von hochstämmigen Obstbäumen erreichen erst nach frühestens 10 bis 15 Jahren annähernd die Struktur einer Streuobstwiese, die vom Steinkauz als Bruthabitat besiedelt werden kann, wenn Nistkästen vorhanden sind.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind zum Teil kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. (2005 S. 702), MEBS & SCHERZINGER (2000 S. 332), NLWKN (2010) und SCHÖNN et al. (1991 S. 208 ff.) empfohlen. Die Zielbiotope stellen typische Steinkauzhabitate dar. Von daher kann eine Wirksamkeit der Maßnahme erwartet werden.

- Die Maßnahme soll idealerweise in einer Entfernung von max. 2 km zu einer starken Quellpopulation umgesetzt werden, ein Monitoring ist dann nur bei besonderen Vorkommen erforderlich. Bei einer Entfernung bis max. 10 km oder bei kleinen, instabilen Vorkommen ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen (siehe Anbringen von Nisthilfen).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☒
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (bei Neuanpflanzungen langfristige Wirksamkeit beachten)

3. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Nahrungssuche auf Kleinsäuger, Großinsekten und Regenwürmer und Kleinvögeln betreibt der Steinkauz von niedrigen Ansitzwarten aus, im niedrigen Such- oder Rüttelflug und laufend / hüpfend am Boden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994). Daher sind für die Art kurzrasige Grünlandstrukturen im Nahrungshabitat von Bedeutung. In Flächen mit hoher Vegetation werden die Zugriffsmöglichkeit und die Bewegungsmöglichkeit (Laufen) eingeschränkt. Ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes ist Voraussetzung für eine gute Qualität des Nahrungshabitats.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Nicht in unmittelbarer Waldrandnähe (Waldrandnähe begünstigt Waldkauzvorkommen, Waldkauz als Prädator vom Steinkauz).
- Im Umkreis von < 200m zu Bruthabitaten (VOSSMEYER et al. 2006)
- Idealerweise unmittelbare Nähe zu Quellpopulationen des Steinkauzes (bis 2 km), nicht weiter als max. 10 km.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 5 ha Nahrungshabitat in einem für den Steinkauz geeigneten Umfeld. Die Winteraktionsräume sind in der Regel > 10 ha groß.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - In der Regel ist eine Beweidung gegenüber einer Mahd zu favorisieren, da so eher ein Vegetationsmosaik von kurz- und langrasigen Strukturen entsteht. Die Beweidungsintensität ist so zu gestalten, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen" (< 10-20 cm Halmlänge, GRIMM 1988 S. 74) und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen" sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen" für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne), sollen die Teilflächen in der Vegetationsperiode je nach Wüchsigkeit ca. alle 10 bis 30 Tage gemäht werden. (Mahdturnus zum Vergleich: 2-4 Wochen Waldohreule, 3-5 Wochen Schleiereule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfang kurze Vegetation).
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot in Form von Großinsekten und anderen Nahrungstieren des Steinkauzes zu erhöhen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten (je nach Größe der Einzelfläche), sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart auf angrenzenden (Acker-) Flächen im Raum kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Für den Steinkauz ist die Nahrungsversorgung im Winterhalbjahr (schneereiche, kalte Winter) bedeutsam. Dann spielen Vögel als Nahrungsquelle eine herausragende Bedeutung. Neben Maßnahmen, die das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern erhöhen (Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland), wirken hier auch Strukturen positiv, die als Übernachtungsplätze für Kleinvögel geeignet sind (Hecken u. a., Entwicklung (Erweiterung) und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 bis 5 Jahren (Herstellung der Grünlandstrukturen und Besiedlung durch Beutetiere: Kleinsäuger bis 2 Jahre, Großinsekten bis 5 Jahre).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Ergebnisse von z. B. DALBECK et al. (1999), PFEIFER & BRANDL (1991), NICOLAI (2006), SALEK et al (2010), VOSSMEYER et al. (2006) weisen auf die Bedeutung der Zugänglichkeit zu Nahrungstieren (kurzrasige Bereiche) hin. Die Maßnahme (Beweidung oder kleinflächige Mahd zur Schaffung kurzrasiger Bereiche) wird vom Typ her z. B. von BAUER et al. (2005, S. 702), GRIMM (1988), LUDER & STANGE (2001), NLWKN (2010) und THORUP et al. (2010) empfohlen.

- Wissenschaftlich dokumentierte Nachweise liegen nicht vor, jedoch Ergebnisse zur Wirksamkeit für andere Arten mit ähnlicher Ökologie (z. B. Waldohreule und Turmfalke: ASCHWANDEN et al. 2005, SIERRO & ARLETTAZ 2007: Zwergohreule). Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

- Die Maßnahme soll idealerweise in einer Entfernung von max. 2 km zu einer starken Quellpopulation umgesetzt werden, ein Monitoring ist dann nur bei besonderen Vorkommen erforderlich. Bei einer Entfernung bis max. 10 km oder bei kleinen, instabilen Vorkommen ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen (siehe Anbringen von Nisthilfen).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (bei nahen Quellpopulationen) bis mittel (bei geringem Besiedlungsdruck)

Fazit: Für den Steinkauz stehen je nach Ausgangszustand der Flächen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung. Bei Fehlen von stabilen Quellpopulationen in der Nähe ist ein Monitoring vorzusehen.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Nisthilfen: geringe Priorität. Im Regelfall stellen Nistkästen Übergangslösungen und kein Ersatz für Naturhöhlen dar.
- Die Entwicklung (Erweiterung) und Pflege von Streuobstbeständen, Kopfbäumen und baumbestandenem Grünland hat eine höhere Priorität als die Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland.

Quellen:

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

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

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

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

Cimiotti, D.; Lehr, R. (2009): Gegen den Trend – Bestandszunahme und Wiederausbreitung des Steinkauzes (Athene noctua) in Hessen. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 389-401.

Dalbeck, L.; Bergerhausen, W.; Hachtel, M. (1999): Habitatpräferenzen des Steinkauzes Athene noctua SCOPOLI, 1769 im

ortsnahen Grünland. Charadrius 35 (3): 100-115.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang)

Furrington,H.; Exo,K.-M. (1982): Schaffung und Erhaltung von Steinkauz-Brutplätzen. Merkblatt des Deutschen Bundes für Vogelschutz DBV Nr. 86/11-011.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Grimm, H. (1988): Wiesenpflege als Voraussetzung zur Erhaltung des Lebensraumes des Steinkauzes (Athene noctual). Veröffentlichungen der Museen der Stadt Gera. Naturwissenschaftliche Reihe, Band 15: 74-76

Haseloff, P (1997): Erfahrungen bei einer Steinkauzansiedlung bei Heiligenstadt. Beiträge zur Vogelwelt des Eichsfeldes, Heiligenstadt, S. 53-54.

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

Loske, K.-H. (2007): Erfassung des Steinkauzes (Athene noctua) in Krefeld. Ein Beispiel für die Berücksichtigung geschützter Arten in der Bauleitplanung. Natur in NRW 3/2007: 27-33.

Luder, R.; Stange, C. (2001): Entwicklung einer Population des Steinkauzes Athene noctua bei Basel 1978-1993. Orn. Beob. 98 (3): 237-248.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

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

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217

Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Rheinland-Pfalz (NABU RLP, o. J.): Der Steinkauz. Ein Artenschutzprojekt des NABU Rheinland-Pfalz. http://rlp.nabu.de/projekte/steinkauz/10291.html, Abruf 24.3.2011

Nicolai, B. (2006): Nahrungsangebot und selektive Nahrungswahl des Steinkauzes Athene noctua. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 5: 557-566.

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Brutvogelarten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Steinkauz (Athene noctua). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S.. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 21.3.2011

Pfeifer, R.; Brandl, R. (1991): Der Einfluß der Wiesenmahd auf die Vogelwelt. Ornithologischer Anzeiger 30: 159-171.

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

Salek, M.; Riegert, J.; Krivan, V. (2010): The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls Athene noctua in Central European farmland. Bird Study 57 (4): 495-503.

Schönn, S.; Scherzinger, W.; Exo, K.-M.; Ille, R. (1991): Der Steinkauz. Die Neue Brehm-Bücherei Band 606. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 237 S.

Schwarzenberg, L. (1985): Kritisches zur Steinkauzröhre: Modell 1983 – ein Ausweg! Thür. Orn. Mitt. 33: 19-28

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81

Thorup, K.; Sunde, P.; Jacobsen, L. B. (2010): Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl

Athene noctua in Denmark. Ibis 152 (4): 803-814.

Vossmeyer, A.; Niehues, F.-J.; Brühne, M. (2006): Der Steinkauz Athene noctua im Kreis Kleve – Ergebnisse einer kreisweiten Bestandserhebung und Erfassung wichtiger Lebensraumelemente sowie GIS-Analyse der Revierausstattung. Charadrius 42 (4): 178-191.

Zens, K.-W. (2005): Langzeitstudie (1987 – 1997) zur Biologie, Ökologie und Dynamik einer Steinkauzpopulation (Athene noctua SCOP. 1769) im Lebensraum der Mechernicher Voreifel. Dissertation Universität Bonn. http://hss.ulb.uni-bonn.de/2005/0549/0549.pdf (07.02.2011).

Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpacaeus* ID 58

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Teichrohrsänger legt sein Nest in dichten (Schilf-) Röhrichtbeständen an. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut, die Brutortstreue ist bei erfolgreicher Vorjahresbrut hoch ausgeprägt. Nach dem Nestbau wird nur noch der unmittelbare Nestbereich von wenigen Metern verteidigt. Über 90% der Nahrung wird außerhalb des ursprünglichen Territoriums gesammelt; die Altvögel können sich dabei bis zu 500 m vom Nest entfernen, oft führen die Nahrungsflüge jedoch nicht weiter als 50 m. Günstige Nahrungshabitate sind angrenzende Staudenfluren und Büsche (BAUER et al. 2005 S. 233, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 472 f., SCHULZE-HAGEN 1993 S.23 f.). Als Fortpflanzungsstätte werden die Brut- und Nahrungshabitate in einem Umkreis von mind. 50 m zum Nest / Revierzentrum abgegrenzt.

Ruhestätte: Teichrohrsänger ruhen meist in dichter Röhrichtvegetation. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet, Vorkommen in einem Schutzgebiet

Habitatanforderungen

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

- Der Teichrohrsänger zeigt insbesondere beim Bruthabitat eine enge Bindung an vertikale Strukturelemente des Röhrichts, v.a. des Schilfs. Er bevorzugt eine hohe Halmdichte (> 200-300 Halme / qm), Flächen mit < 40 Halmen / qm Halmabstand 16 cm) werden gemieden. Für die Nestanlage ist ein Halmabstand von < 12 cm erforderlich bei einer Halmstärke der Nestträger von 4-9 mm. Die Schilfhöhe ändert sich während der Brutzeit zwischen Ende Mai und Ende Juli ständig. Jungschilf wächst in dieser Zeit von etwa 40 auf 240 cm, also um das Fünffache. Bestände mit einer Höhe von < 80 cm werden nicht besiedelt. In hochwüchsigem Röhricht wird ein gewisser Grad von Lagerung toleriert. Bei zu starker Verfilzung wird Schilf jedoch gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 458 f.)
- Bevorzugte Habitate sind Altschilf-Bestände, die nicht unbedingt im Wasser stehen müssen und idealerweise durch Gebüsche aufgelockert sind, weiterhin Schilf-Rohrkolben- Mischbestände und angrenzende Verlandungsgesellschaften. Gelegentlich werden auch andere vertikal strukturierte Pflanzenbestände mit Rohrglanzgras, Gilb- oder Blutweiderich, Weidenröschen, Brennnesseln, Korbweidenkulturen, dichtstehende Weidenschößlinge u.a. angenommen (ebd.; BAUER et al. 2005 S. 235, SCHULZE-HAGEN 1993 S. 19). Auch kleinere Schilfgruppen, schmale Säume und Einzelhorste werden besiedelt (MILDENBERGER 1984, S. 266).
- HUND & MÖRIKE (1993 S. 120) fanden in Oberschwaben, dass zusammenhängende Schilfstreifen, die in „Horste“ gegliedert sind und damit den Eindruck lockeren Schilfs mit einzelnen Verdichtungen machen, gegenüber dichtem uniformen Schilf bevorzugt wurden.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Verteilung der Reviere innerhalb einer Röhrichtfläche ist oft sehr ungleichmäßig. Während Teichrohrsänger an einigen Stellen kolonieartig dicht brüten, sind sie streckenweise überhaupt nicht anzutreffen. In schmalen Schilfgürteln und kleinflächigen Beständen werden weit höhere Dichten erreicht als in großen zusammenhängenden Schilffeldern, deren Zentren meist nur gering besiedelt sind. Randständige Areale, die extraterritoriale Nahrungssuche erlauben, werden oft als erste besetzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 460).

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von Schilfröhrichten (G3.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Teichrohrsänger brütet bevorzugt in Schilfröhrichten. Bestände, die eine Grundeignung aufweisen, jedoch aktuell z. B. aufgrund von Verlandung suboptimal ausgeprägt sind (GRÜLL & ZWICKLER 1993 S. 168, HUND & MÖRIKE 1993 S. 125 f.), werden in der Maßnahme für den Teichrohrsänger optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Idealerweise ist Schilfröhricht bereits vorhanden (Ziel: weitere Ausdehnung von vorhandenen Schilfröhrichten Bruthabitat zur weiteren Ausdehnung des Röhrichts) mit anschließender Verlandungszone (Nahrungshabitat).
- Aktuell für den Teichrohrsänger suboptimale Ausprägung als Brutstandort z. B. aufgrund von Gehölzbewuchs / starker Verlandung (Ziel: Renaturierung des Schilfröhrichts, Vernässung).
- Grundsätzliche standörtliche Voraussetzung für das Wachstum von Schilfröhricht vorhanden (v. a. ausreichende Bodenfeuchte, Wasserstandsschwankungen beachten).
- Wasserqualität beachten: Schilf verträgt keine zu hohen Nährstoffkonzentrationen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 200 qm Schilffläche als Brutplatz (in Anlehnung an IMPEKOVEN (1990 S. 215, Sempachsee, Schweiz): am Sempachersee waren Schilfbestände von 60-130 qm zu 54 %, solche von 300-700 qm zu > 95 % besetzt) und Vorkommen von Einzelbüschen (z. B. Weiden) oder Stauden als Nahrungshabitat unmittelbar an das Röhricht angrenzend. Die Schilfröhrichte müssen die o. g. Ansprüche an einen Brutplatz erfüllen, d. h. keine stark verlandeten, sehr lückigen Schilfröhrichte. Bei linearen Schilfbeständen (z. B. an Ufern) mind. 3 m Breite (nach MKULNV 2007; Besiedlung entsprechender Habitate z. B. bei RANFTL 1993 S. 135, SCHNEIDER 1993 S. 82 f.). Unter Optimalbedingungen werden auch kleinere Schilfbestände ab (10) 20 qm besiedelt (SCHULZE-HAGEN 1993 S. 19, SCHNEIDER 1993 S. 85). In Schilfsäumen z. B. an Ufern ist die Dichte flächenbezogen rechnerisch größer als in großfächigen, einheitlichen Schilfarealen (z. B. IMPEKOVEN 1990 S. 217).
- Maßnahmen zur Förderung bestehender Schilf-Röhrichte: a) Zulassen der Ausbreitung durch Unterlassen der Mahd (z. B. bei an Wiesen angrenzenden linearen Röhrichtsäumen) oder Auszäunung (bei Beweidung); b) Vernässung in trockenen, verlandungsgefährdeten Röhrichten, c) Anlage von Schutzeinrichtungen für Röhrichte (z. B. Lahnungen zur Wellendämpfung, Treibgut-Schutzzäune, Sedimentfangkassetten: OSTENDORP 1993 S. 256).
- Bei der Neuanlage von Schilf-Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000 S. 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z. B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993 S. 227, OSTENDORP 2009 S. 133 f., ROTH et al. 2001). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al.

2001 S. 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeuferröhrichten zeigten, dass sich Schilfklone unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001, S. 494 f.). Ggf. kann hierzu eine kleinflächige Umsiedlung von Schilfbeständen aus der Umgebung erfolgen. Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Erhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z. B. bei ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.). und ROTH et al. (2001), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Schilfröhrichte brauchen in der Regel keine besondere Pflege. Ggf. Entnahme von Gebüschen bei starkem Gehölzaufwuchs.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die notwendigen Strukturen sind kurzfristig innerhalb von 2-5 (-10) Jahren herstellbar:

- Erweiterung / Renaturierung von bestehenden Röhrichten: Wirksam innerhalb von 2 bis 5 Jahren. Schilf kann bei günstigen Bedingungen eine starke Ausbreitungsgeschwindigkeit zeigen. So berichten BAUER et al. (1993 S. 59) von einer 25 ha großen Schilffläche, die im März 1984 abbrannte. Im 2. Jahr war die Brandfläche vom Teichrohrsänger wieder normal besiedelt. Nach GRÜLL & ZWICKER (1993 Neusiedler See S. 163) ist der Teichrohrsänger in der Lage, auch jüngere, vertikal strukturierte Schilfbestände zu besiedeln, da er seine Nester auch an aufrechte Traghalme hängen kann. Mit zunehmendem Alter des Schilfs steigt jedoch die Siedlungsdichte: Auf 2jährigen Beständen betrug die Siedlungsdichte rechnerisch 60 Reviere / 10 ha, auf ca. 5jährige Bestände 180 Revieren / 10 ha und auf > 10jährige Bestände 285 Reviere / 10 ha (diese rechnerischen Werte dürfen nicht flächenhaft auf große Röhrichte hochgerechnet werden). Am Ettenbach (Baden-Württemberg) besiedelte der Teichrohrsänger die Uferböschungen, nachdem diese 3 Jahre lang nicht mehr gemäht wurden und sich ein kleiner Schilfbestand etablieren konnte (SCHNEIDER 1993 S. 94). Nach CHRISTENS (1989 S. 91) hat der Teichrohrsänger in einem isolierten Feuchtgebiet in der Schweiz vom zunehmenden Schilfaufkommen profitiert: Seit 1981 (7 Paare) hat der Brutbestand fast jedes Jahr zugenommen und sich bis 1988 (28 Paare) vervierfacht. In einer ehemaligen Abwasseraufbereitungsanlage in Thüringen (AUERSWALD 2011) siedelte der Teichrohrsänger erstmals 1999. Vorausgegangen war 1996 eine Initialpflanzung mit Schilf. Der anfängliche Brutbestand von 3 Paaren stieg in den Folgejahren durch sukzessive Entwicklung der Lebensräume auf 19-26 Paar an.

- Neuanlage von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung wird im günstigen Fall von einem Zeitraum von bis zu 5 Jahren ausgegangen, bis der für den Teichrohrsänger notwendige Zustand erreicht wird. SCHROTH (1989) weist eine erfolgreiche Rohrweihenbrut in einem angepflanzten, 4jährigen Schilfröhricht nach. Nach 5 Jahren hatte das Schilf eine Höhe von 2,5 m (ebd. S. 138).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die notwendigen Strukturen sind innerhalb von 2-5 (-10) Jahren herstellbar. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur z. B. von BAUER et al. 2005 S. 235, BORNHOLDT 1993, DVORAK 2003, HÖLZINGER 1999 S. 1222, SCHNEIDER (1993 S. 94) empfohlen. Teichrohrsänger sind in der Lage, bei günstiger Entwicklung von Schilfröhrichten „rasch neue Gebiete zu nutzen" oder mit einer Bestandszunahme zu reagieren (RANFTL 1993 S. 132). TESCH et al. (2010) beschreiben die Besiedlung von Röhrichten durch Teichrohrsänger an der Unterweser bei Bremerhaven, die sich nach Ausdeichung und Nutzungseinstellung von den Grabenrändern her ausbreiteten. Weiterhin beschreiben DÜRR & SOHNS (2001, Brandenburg) die erfolgreiche und rasche Annahme von sich ausbreitenden bzw. von der Mahd verschonten, bestehenden Röhrichten durch den Schilfrohrsänger.

- Die Neuetablierung von Röhrichten erfordert aus den o. g. Gründen eine genaue Vorbereitung. Um neben dem grundsätzlichen Ansiedlungserfolg des Röhrichts auch das Vorhandensein aller für den Teichrohrsänger notwendigen Strukturen (s. o.) sicherzustellen und da die Etablierung von Röhrichten im Regelfall erhöhte Planungsanforderungen stellt, ist im Falle einer CEF-Bindung in Bezug auf die Röhricht-Etablierung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Teichrohrsänger besteht mit der Pflege und Entwicklung von Schilfröhrichten auf geeigneten Standorten eine Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen. Die Neuanlage von Schilfröhrichten ist jedoch aufwändig und erfordert ein maßnahmenbezogenes Monitoring.

Quellen:

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

Auerswald, J. (2011): Brutbestandsentwicklung ausgewählter Vogelarten im Gebiet einer ehemaligen Abwasseraufbereitungsanlage im Südwesten des Dreba-Plothener Teichgebiets im Saale-Orla-Kreis. Thüring. Ornithol. Mitt. 56: 27-43.

Bauer, H.-G.; Dienst, M.; Jacoby, H. (1993): Habittatansprüche, Verbreitung und Bestandsentwicklung röhrichtbewohnender Singvogelarten am Bodensee-Untersee – mit einer Darstellung der Schilfproblematik. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 47-78.

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

Bornholdt, G. (1993): Teichrohrsänger – Acrocephalus scirpacaeus. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 1. Lieferung.

Christen, W. (1989): Brutbestand von Sumpfrohrsänger Acrocephalus palustris und Teichrohrsänger Acrocephalus scirpaceus in der Aarebene westlich von Solothurn. Ornithologischer Beobachter 86: 89-91.

Dürr, T.; Sohns, G. (2001): Schutzmasnahmen fur den Schilfrohrsanger (Acrocephalus schoenobaenus). Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10: 154-161.

Dvorak, M. (2003): Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Gewässervögel 2003.

Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien.

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

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

Grüll, A.; Zwickler, E. (1993): Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (Acrocephalus und Locustella) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 159-171.

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

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

Hölzinger, J. (1999): Acrocephalus scirpaceus (Hermann, 1804) Teichrohrsänger. In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1: Singvögel 1. Passeriformes – Sperlingsvögel: Alaudidae (Lerchen) – Sylviidae (Zweigsänger). Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 588-601

Hund, K.; Mörike, R. (1993): Brutbiologische und ethologische Untersuchungen an einer Brutpopulation des Teichrohrsängers (Acrocephalus scirpaceus) im Pfrunger Ried / Oberschwaben. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 91-127.

Impekoven, M. (1990): Verteilung und Siedlungsdichte des Teichrohrsängers Acrocephalus scirpaceus am Sempachsee. Ornithologischer Beobachter 87: 209-222.

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

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

LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.

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

Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (MKULNV 2007): Richtlinien zur Förderung der Anlage von Uferrandstreifen. Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz - II-4 - 72.40.42- v. 5.6.2007.

ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html, Abruf 28.4.2011.

Ostendorp, W. (1993): Schilf als Lebensraum. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 173-280.

Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.

Ranftl, H. (1993): Beitrag zur Kenntnis von Brutverbreitung und Bestandsentwicklung des Teichrohrsängers in Nordbayern. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 129-135.

Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.

RSPB [Royal Society fort he Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife –a practical manual.RSPB, Bedfordshire, UK.

Schulze-Hagen, K. (1993): Habitatansprüche und für den Schutz relevante Aspekte der Biologie des Teichrohrsängers. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 15-40.

Schneider, F. (1993): Zur Situation des Teichrohrsängers am südlichen Oberrhein. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 68: 79-96.

Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (Circus aeruginosus) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotope. Vogel und Umwelt 5: 137-141.

Tesch, A.; Marchand, M.; Ebert, C.; Wellm, H. (2010): Biotopentwicklung in Tideästuaren. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 (7): 197-204.

Turmfalke *Falco tinnunculus* ID 59

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Turmfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. an hohen Felsen, an Gebäuden (vielfach auch Nistkästen) oder Nester anderer Arten. V. a. bei Gebäudebrütern kann eine hohe Nistplatztreue auftreten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, S. 727), bei Baumbrütern wird aufgrund der geringeren Haltbarkeit der Horste (SIMON et al. 2000, S. 376) meist jährlich ein anderer Horst in räumlicher Nähe bezogen. Als Fortpflanzungsstätte wird daher bei Gebäudebrütern die Nistnische / der Nistkasten verstanden, bei Baumbrütern das genutzte Nisthabitat (Gehölze mit vorhandenen Horsten, meist Krähennestern) im Umkreis von bis zu 100 m um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum (in Anlehnung an die Horstschutzzone beim Baumfalken, MKULNV 2010). Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Turmfalken aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Der Turmfalke nutzt als Ruheplätze und Tageseinstände Nischen, Giebel an Gebäuden, dichte Gehölzgruppen insbesondere in unmittelbarer Brutplatznähe. Die Abgrenzung der Ruhestätte ist in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geeignete Nischen an Gebäuden oder Felsen / Horste anderer Arten (z. B. in Bielefeld und Umgebung: Elster 69 %, Rabenkrähe 22 %, Mäusebussard 4 %, HASENCLEVER et al. 1989), da Turmfalken keine eigenen Nester bauen. Tageseinstände in der Nähe zum Brutplatz (weitere Nischen, Giebel an Gebäuden, dichte Gehölzgruppen).
- Der Turmfalke bewohnt fast alle Lebensräume, die Nistmöglichkeiten und zu Mäusejagd geeignete freie Flächen bieten. Landschaften mit 10-25 % Wald in Form kleiner und größerer Gehölze, 60-70 % landwirtschaftliche Nutzfläche und bis zu 20 % Siedlungsbereich bilden Optimalhabitate. Ein hoher Anteil von Dauerweiden, die das ganze Jahr über Mäusefang ermöglichen, wirkt sich bestandsfördernd aus (MILDENBERGER 1982; S: 215).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Unter günstigen Umständen ist auch kolonieartiges Brüten bekannt (PIECHOCKI 1991, S. 68 ff.).

Maßnahmen

1. Anbringen von Nisthilfen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Turmfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. in hohen Gebäuden oder Nester anderer Arten. Bei Verlust des Brutplatzes und gleichzeitigem Mangel an vorhandenen Brutstätten wird durch das Anbringen von artspezifischen Nisthilfen das Angebot an störungsarmen Fortpflanzungsstätten erhöht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.
- Brutstätten sind limitierender Faktor
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten, Nähe zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Nisthilfen für den Turmfalken können auch von anderen Arten (z. B. Dohle; Schleiereule bei Innenkästen) angenommen werden. Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar mind. 3 Kästen anzubringen.
    - Orientierungswerte für Nistkästen: Mind. 40 cm Länge, 25 cm Breite und 30 cm Höhe (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 74), idealerweise > 50 cm lang, 35 cm breit und hoch (PIECHOCKI 1991, S. 84). Mindesthöhe 6 m an Gebäuden (in städtischen Bereichen) oder E-Masten / Baumreihen / Baumgruppen (in der Kulturlandschaft, falls keine geeigneten Gebäude vorhanden sind; keine Kästen in Waldrandnähe: ZERNING (1991, S. 409); Exposition Ost bis Nord; Einlage aus Sägespäne o. a. Anbringung in mardersicherer Lage, andernfalls Marderschutz z. B. durch Beschlag mit Blech (PIECHOCKI 1991, S. 84). Weitere Details / Bauanleitungen z. B. bei PIECHOCKI (1991, s. 83 ff.), RUGE (1989, S. 89), ZERNING (1991, S. 408).
- Der Turmfalke ist relativ unempfindlich gegenüber regelmäßigen Störungen (Industrie- oder Landwirtschaftsbetrieb, Lärm, PIECHOCKI 1991, S. 73). Trotzdem soll der Standort grundsätzlich so weit wie möglich störungsarm gelegen sein, v. a. in der Fortpflanzungszeit (April bis Mitte Juli), z. B. an der ruhigen Rückseite eines Gebäudes.
- Vor Maßnahmendurchführung ist zu prüfen, ob vor Ort eine Betreuung von Turmfalkenkästen durch Lokalbetreuer stattfindet. Das Aufhängen der Kästen ist dann ggf. mit den Lokalbetreuern abzustimmen und von einer fachkundigen Person durchzuführen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Kästen sind mindestens jährlich auf Funktionsfähigkeit zu überprüfen außerhalb der Brutzeit. In diesem Rahmen erfolgt auch eine Reinigung (Entfernen von Vogel- und anderen alten Nestern).
- PIECHOCKI (1991, S. 84) weist darauf hin, dass ein bestehender Kasten bei Reparaturen möglichst an demselben Standort hängen bleiben sollte und die Erneuerungen nicht den „gewohnten Anblick“ des Kastens

verändern sollten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Turmfalke nimmt sowohl Kunsthorste als auch Nistkästen in Bäumen gut an, wobei letztere offenbar bevorzugt werden (DIETRICH 1974 zit. bei PIECHOCKI 1991, S. 85). Wegen besserer Kontrollmöglichkeiten und dem Marderschutz werden als kurzfristig wirksame Maßnahme Kästen an Gebäuden empfohlen. Kunsthorste in Bäumen können im Wechsel mit der Waldohreule genutzt werden (RUGE 1989, S. 114). In der strukturierten Kulturlandschaft mit Mangel an geeigneten Gebäuden / Felsen sind insbesondere Rabenvögel als Nistplatzlieferanten von Bedeutung für den Turmfalken, Überprüfung der ggf. stattfindenden Bejagung von Rabenvögeln (BAUER et al. 2005, S. 371).
    - Falls im Einzelfall eine Anbringung von Kunsthorsten in Bäumen erforderlich ist, können die Ausführungen zur Waldohreule zur Orientierung für Turmfalken-Kunsthorste in Bäumen herangezogen werden: Aufhängung in stabilen, deckungsbietenden Bäumen in > 4 m Höhe im oberen Drittel der Bäume, idealerweise in Kiefer oder Fichte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 404, BLOCK & BLOCK 1987). Der Horst ist windfest so anzubringen, dass er von oben und dem Bestandesinneren durch Zweige geschützt ist, d. h. Anflug nur von der angrenzenden Freifläche (als Schutz vor Prädatoren). Verwendung von Weiden- oder Plastikkörben (letzte mit Löchern im Boden), Durchmesser ca. 30 cm, Füllung mit Reisig, Auspolsterung mit altem Gras o. a. (RUGE 1989, S. 114). Angrenzend Zweige als Sitzmöglichkeiten für die ausgeflogenen Jungvögel.
- Auf Konkurrenzsituationen mit Dohle und Schleiereule achten (PREUSCH & EDELMANN 2010).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Nisthilfen stehen kurzfristig bereit. Die Annahme von Nisthilfen kann für den Turmfalken als gesichert gelten (PIECHOCKI 1991, S. 68 ff., SIMON et al. 2010, ZERNING 1991). Insbesondere in der Kulturlandschaft bei Mangel von Nistmöglichkeiten ist eine kurzfristige Annahme zu erwarten, während in Stadtgebieten die Kästen nicht immer (kurzfristig) angenommen werden (SIMON et al. 2010, ZERNING 1991), was wahrscheinlich mit dem höheren Angebot an sonstigen Nistgelegenheiten zusammenhängt.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Turmfalke auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Turmfalken ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann bereits durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.
- Umsetzung vorzugsweise in grünlandgeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen“). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-4 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Nahrungsangebot für Mäuse und andere Nahrungstiere des Turmfalken zu erhöhen.
    - Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Turmfalken (April bis Juli) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche ist bekannt (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 461). Die hohe Bedeutung eines Wechsels von hoch- und kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche ist z. B. von ASCHWANDEN et al. (2005) und GARRETT et al. (2011) nachgewiesen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen (O2.1, O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Turmfalke auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Turmfalken ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann bereits durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen, qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern" (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland"). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie den Turmfalken. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahmen 2.1 möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
    - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
    - Ernteverzicht von Getreide (Paket 4025),
    - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Erhalt der Kulturen entsprechend den Pflegevorgaben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Turmfalken zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Bedeutung von kurzrasigen Bereichen für die Nahrungssuche ist bekannt (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 461). Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. BRABAND et al. (2006 S. 162) fanden im Kreis Soest eine hohe Annahme entsprechender Maßnahmenflächen. Für mehrere andere Greifvogelarten / Eulen mit ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. WUNDKE & SCHNEIDER 2003: Schleiereule; MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) sowie HIRSCHFELD & HEYD (zit. bei WENZEL & DALBECK 2011 S. 77) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für Greifvögel (inklusive Turmfalken) im Winter.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Turmfalken stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Schaffung von Brutstätten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Anbringen von Nisthilfen: geringe Priorität. In der Regel nur als Übergangslösung geeignete Maßnahme.
- Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland sowie Entwicklung und Pflege von Extensivacker und Brachen: Im Gegensatz z. B. zum Mäusebussard sind die Maßnahmen im Grünland und Acker für den Turmfalken gleichwertig, da der Turmfalke nicht in demselben Maß auf die Möglichkeit zur Bodenjagd angewiesen ist (z. B. häufigere Nutzung von Maßnahmenflächen im Acker bei BRABAND et al. 2006).

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

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

Block, B.; Block, P. (1987): Zu einigen den Brutbestand und die Reproduktion der Waldohreule (Asio otus) beeinflussenden Faktoren. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 1 / Wiss. Beitr. Universität Halle 1987/14: 385-398.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

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

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: “M4 Bird Stripes” (im Anhang).

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4. Falconiformes - Greifvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 941 S.

Hasenclever, H., A. Kostrzewa & R. Kostrzewa (1989‘): Brutbiologie des Turmfalken (Falco tinnunculus): 16jährige Untersuchungen in Westfalen. J. Ornithol. 130: 229-237.

Hötker, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhusen) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau). Manuskript. http://download.scientificcommons.org/51876 / Landbauf. Völkenrode 54: 251-260.

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

Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitate der Wiesenweihe Circus pygargus in einer mitteleuropäischen Agrarregion. Ornithologischer Anzeiger 47: 51-65.

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

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

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011.

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

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

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217.

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

Piechocki, R. (1991): Der Turmfalke Falco tinnunculus. Seine Biologie und Bedeutung für die biologische Schädlingsbekämpfung. Die Neue Brehm-Bücherei Band 116. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 164 S.

Preusch, M. R.; Edelmann, J. (2010): Populationsdynamik von Turmfalke (Falco tinnunculus) und Schleiereule (Tyto alba) auf einer gemeinsamen Probefläche im Kraichgau (Südwestdeutschland). Vogelwarte 48: 33-41

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Simon, B.; Simon, U.; Barth, M. (2000): Erfahrungen aus einem Nistkastenprogramm am Turmfalken (Falco tinnunculus) in der Elbe-Elster-Niederung (Sachsen-Anhalt). Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 4: 373-379.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu’s harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu’s harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.

Wenzel, P.; Dalbeck, L. (2011): Stoppelbrachen als Lebensraum für überwinternde Vögel in der Zülpicher Börde. Charadrius 47 (2): 73-78.

Zerning, M. (1991): Bestandssicherung und –erhöhung des Turmfalken durch künstliche Nisthilfen. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 2 (1991): 405-409.

Turteltaube *Streptopelia turtur* ID 60

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Die Turteltaube brütet in lichten und kleinklimatisch begünstigten hohen Sträuchern oder Bäumen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Fremde Bauten, etwa von Sperber, Ringeltaube, Amsel oder Rabenvögeln dienen gelegentlich als Unterlage oder werden im vorgefundenen Zustand benutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 155). Es werden keine Reviere verteidigt, die Nestabstände können mitunter sehr gering sein (ebd. S. 158). Eine Ortstreue kann offenbar besonders dann auftreten, wenn günstige Bedingungen konstant bestehen bleiben, daneben gibt es auch „nomadisierende“ Populationen / Individuen, die regelmäßiger (u. U. sogar in derselben Fortpflanzungsperiode) den Standort wechseln (ebd. S. 149). Als Fortpflanzungsstätte werden die zu Nestanlage geeigneten Strukturen im Umfang von bis zu 1 ha um den Niststandort / das Aktionsraumzentrum abgegrenzt.

Ruhestätte: Turteltauben ruhen in Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Außerhalb der Brutzeit und zur Nahrungssuche ist die Turteltaube gesellig (auch mit Türken- und Hohltaube), es können Trupps von > 100 Individuen auftreten (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 158). Die Nutzung dieser Flächen erfolgt dynamisch in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Tätigkeit, insbesondere der Ernte. Die Abgrenzung einer konkreten Ruhestätte ist daher im Regelfall nicht möglich.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Die Turteltaube ist Brutvogel der halboffenen Kulturlandschaft in warm-trockener Lage (16°C-Juli-Isotherme, Juni/Juli < 100mm Niederschlag). Nisthabitate sind dichte Gebüsche, Feldgehölze, Waldränder oder Wälder, wenn Lichtungen vorhanden sind. Oft wird Gewässernähe bevorzugt (Auwälder, Ufergehölze; tägliches Trinken notwendig), weiterhin auch große Gärten, Parkanlagen o. a., BAUER et al. 2005 S. 673). Die Turteltaube kann jedoch auch in Einzelbäumen oder –büschen brüten (CALLADINE et al. 1997 S. 12). HEIMER (1997 S. 1, Hessen) konnte keine Bevorzugung bestimmter Baum- oder Straucharten feststellen, die Gehölze wurden entsprechend ihrer Häufigkeit im Bestand genutzt.
- In NRW haben lichte Kiefernwälder auf Sandböden, insbesondere wenn sie an Areale mit Rohbodenanteilen (Heiden, Trockenabgrabungen) angrenzen, an Bedeutung gewonnen, da in solchen Bereichen im Gegensatz zur Kulturlandschaft noch relativ hohe Siedlungsdichten erreicht werden (KRETZSCHMAR in SUDMANN et al. 2012)).
- Nahrungshabitate mit reichem Angebot an Früchten und Sämereien liegen v. a. auf Ackerland, Grünland und anderen Krautfluren, gelegentlich auch im Wald (Kiefern- und Fichtensamen) oder an Getreidelagerplätzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 157, BAUER et al. 2005, S. 673).
- Wichtige Habitatelemente könnten Rohbodenanteile sein: Ruderalflora als Nahrung, Magensteinchen, Staubbäder (Ergebnis Workshop LANUV 9.11.2011).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Turteltauben können zur Nahrungssuche einen Aktionsradius von 3 bis 6 km (in Einzelfällen auch weiter) befliegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 158; BROWNE & AEBISCHER 2004), so dass die Art von den Nahrungshabitaten im engen Umfeld zum Brutplatz weitgehend unabhängig ist (BROWNE & AEBISCHER 2003, KARNER-RANNER et al. 2008 S. 29). Weit zum Brutplatz entfernte Nahrungshabitate sind jedoch aus energetischer Sicht suboptimal, geeignete Nahrungsquellen im nahen Umfeld der Brutplätze werden bei Vorhandensein bevorzugt aufgesucht (CALLADINE et al. 1997 S. 25, BROWNE & AEBISCHER 2003).

Sonstige Hinweise:

- Die Turteltaube weist mitunter starke jährliche Bestandsschwankungen auf (BAUER et al. 2005 S. 672), wobei der Gesamttrend in NRW sehr stark negativ ist (SUDMANN et al. 2008).

Maßnahmen

1. Waldränder / Feldgehölze: Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Turteltaube nistet in Gehölzen verschiedenster Art (Gebüsche, Feldgehölze, Waldränder). Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für die Turteltaube gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Für die Turteltaube geeignete Gehölzbestände (s. o.) mit Vorhandensein von Nahrungshabitaten im unmittelbaren Umfeld.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung der Umtriebszeit (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode bei günstiger Habitatstruktur im Ausgangszustand, ansonsten bis mittelfristige Wirkung.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Von der Artökologie her erscheint es jedoch plausibel, dass die Turteltaube bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen kann.

- Es liegen jedoch keine Erfahrungen mit konkret für die Turteltaube konzipierten Maßnahmen vor. Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) besteht daher bei Maßnahmen für die Turteltaube lediglich eine mittlere Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

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

2. Auflichtung von Wäldern / Strukturierung von Waldrändern mit Saum (W2.1, W4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Turteltaube nistet in Gehölzen verschiedenster Art (Gebüsche, Feldgehölze, Waldränder). In der Maßnahme werden Brut- und Nahrungshabitate durch Strukturierungen von Wäldern und Waldrändern sowie durch die Anlage von waldrandnahen Krautsäumen optimiert.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Optimierungsfähige Waldstandorte (z. B. dichte oder strukturelle arme Bestände, wenig strukturierte Waldränder) auf mageren bis mittleren Standorten. Keine wüchsigen Standorte, die eine hohe und dichte Krautschicht ausbilden.

- Keine Strukturierungen an anderweitig naturschutzfachlich bedeutsamen Standorten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen, die sich aus den im Folgenden genannten Typen zusammensetzen können (bezüglich der Nahrungshabitate Kombination mit Elementen der Entwicklung und

Pflege von Nahrungshabitaten möglich).

- Auflichtung von dichten, wenig strukturierten Waldbeständen: Mindestgröße der Auflichtung 1 ha, Absenkung des Bestockungsgrades bis ca. 0,3; anschließende Offenhaltung.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Schaffung von mindestens kleinflächigen Rohbodenstandorten zum Staubbaden und Aufnahme von Magensteinchen und Ruderalfluren im Wechsel mit Teilbereichen mit höherer Vegetation zur Nestanlage.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

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

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte mit anderen bedeutsamen (Wald-) Arten und dem Landschaftsbild beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Waldränder: Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Im Regelfall kann von einer Wirksamkeit innerhalb von 2 (bis 5) Jahren ausgegangen werden. Die ggf. neu angepflanzten Gehölze haben dann zwar noch keine Funktion als Nisthabitat, durch die Auflichtung wird jedoch die Attraktivität der vorhandenen Gehölze erhöht.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen können kurzfristig bereitgestellt werden. Wissenschaftliche Nachweise liegen nicht vor. Die Maßnahme richtet sich nach den Habitatansprüchen der Art. Daher ist der Maßnahmentyp grundsätzlich plausibel.
- Es liegen jedoch keine Erfahrungen mit konkret für die Turteltaube konzipierten Maßnahmen vor. Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) besteht daher bei Maßnahmen für die Turteltaube lediglich eine mittlere Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

3. Entwicklung und Pflege von Nahrungshabitaten (O1.1, O2.1, O2.2, O2.9, O4.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Nahrungshabitate mit reichem Angebot an Früchten und Sämereien liegen v. a. auf Ackerland, Grünland und anderen Krautfluren, gelegentlich auch im Wald oder an Getreidelagerplätzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 157). Wichtige Nahungspflanzen sind allgemein Knöterich, Mohn- und Gänsefußgewächse, Kreuz-, Schmetterlings- und Korbblütler, Süßgräser und andere Kräuter (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 160. Die bevorzugten Nahrungspflanzen hängen meist vom Angebot ab, teilweise findet sich eine Bevorzugung einzelner Nahrungsquellen (z. B. CALLADINE et al. S. 24 für Getreide, BROWNE & AEBISCHER 2003 für Weizen und Raps). Nach der Mahd werden auch Getreide- und Weizenstoppelfelder aufgesucht (BROWNE & AEBISCHER 2003 S. 577). In der Maßnahme werden für die Turteltaube geeignete Nahrungshabitate im Grünland und Acker angelegt bzw. optimiert. Weiterhin werden bei lokaler Notwendigkeit Kleingewässer zum Trinken und offene Bodenstellen zum Staubbaden angelegt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Turteltaube ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Geeignete Bruthabitate im Umfeld vorhanden (idealerweise bis 1 km).
- Kein Umbruch von Grünland zu Acker für die Maßnahme.
- Magere bis mittlere Standorte, keine wüchsigen Böden, die eine artenarme und dichte Krautschicht ausbilden (oder vorherige Ausmagerungsphase)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen, die sich aus den im Folgenden genannten Typen zusammensetzen können. Aufgrund der gemeinschaftlichen Nutzung von Nahrungshabitaten muss der Maßnahmenbedarf bei Betroffenheit mehrerer Paare nicht linear steigen.
- Anlage von Brachen / Saumstreifen: Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren

Böden, Einsaaten vorzuziehen. Die aufkommende Vegetation darf nicht zu dicht sein. Günstig sind Bestände, die kleine Samen ausbilden.

- Extensiv-Grünland: Es gelten die allgemeinen Angaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (vgl. Formblatt Extensivgrünland). Förderlich ist ein hoher Anteil locker wüchsiger Gräser und entsprechender Kräuter (BROWNE & AEBISCHER 2004 S. 136). Da die Turteltaube sich bei der Nahrungssuche am Boden bewegt und die aufgesuchten Nahrungshabitate meist kurzrasige oder lückige Vegetation aufweisen (CALLADINE et al. 1997 S. 13; BROWNE & AEBISCHER 2003 S. 576: Ø 12,7 cm Höhe; Deckungsgrad Ø 40,9 % für Suffolk, England), soll die Fläche ein Mosaik von regelmäßig gemähten Kurzgrasstreifen und alle 1-2 Jahre abschnittsweise gemähten Altgrasstreifen (Entwicklung der Pflanzen bis zur Fruchtreife, ein Teil soll auch überwintern) aufweisen. Alternativ kann auch eine Beweidung erfolgen, bei der die Beweidungsintensität so zu wählen ist, dass ein Muster aus kurz- und langrasigen (überwinternden) Krautstrukturen entsteht.
- Anlage von kleinen, offenen Bodenstellen zum Staubbaden und zur Aufnahme von Magensteinchen (z. B. an Böschungen, Sandwegen).
- Bei Mangel von Gewässern: Anlage von Kleingewässern mit flachen Ufern, die der Turteltaube ein Trinken ermöglichen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften. Die Lage der Brachflächen, der Stoppeläcker und der Getreideflächen kann jährlich rotieren.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Bestände sind innerhalb von 1 Jahr bzw. innerhalb der nächsten Brutsaison wirksam (bei Notwendigkeit einer vorigen Ausmagerungsphase mehr).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar.
- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Jagd auf dem Zugweg, BAUER et al. 2005 S. 673, EU-Kommission 2007 S. 20 f.) abhängt. Das Fehlen geeigneter Nahrungshabitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Turteltaube, so dass die o. g. Maßnahmen zur Optimierung und Förderung von Nahrungshabitaten vom Typ her häufig empfohlen werden (z. B. BAUER et al. 2005, EU-Kommission 2007 S. 29, HÖLZINGER 1987 S. 1054, NLWKN 2010, BROWNE & AEBISCHER 2003, BROWNE & AEBISCHER 2004, SUDMANN et al. 2008 S. 169).
- Turteltauben sind in der Lage, günstige Nahrungsquellen kurzfristig auszunutzen. So können bei reichem Angebot von Koniferensamen („Zapfenjahr") binnen kurzer Zeit extrem große Populationen entstehen, die in den folgenden Brutperioden wieder fehlen. An einem Bahndamm bei Fulda/Hessen siedelten 1948 etwa 30 Paare, offensichtlich angelockt von aus vorüberfahrenden Waggons rieselnden Getreidekörnern. Dieses Vorkommen erlosch nach Versiegen der Nahrungsquelle. Möglicherweise sind heimziehende oder umherstreifende Individuen an der Ausnutzung von günstigen Plätzen besonders beteiligt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994 S. 149). Auch BROWNE & AEBISCHER (2003) und DIESING (1993) berichten von der Ausnutzung „künstlicher" Futterquellen wie Getreidelager oder Futterstellen durch Turteltauben. CALLADINE et al. (1997 S. 13) richteten künstliche Futterstellen mit Getreidekörnern, Raps-, Lein- und Grassamen ein, die ebenso wie oben offene Getreidelager frequentiert mit bis zu 18 (Futterstellen) bzw. 40 (Getreidelager) Individuen gleichzeitig angenommen wurden, bis durch die Rapsmahd andere Nahrungshabitate zur Verfügung standen.
- Es liegen jedoch keine Erfahrungen mit konkret für die Turteltaube konzipierten Maßnahmen vor. Nach

Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) besteht daher bei Maßnahmen für die Turteltaube lediglich eine mittlere Eignung.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☒	gering ☐

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

Fazit: Für die Turteltaube ist die Umsetzung von Maßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten möglich. Aufgrund fehlender Erfahrungen mit der Maßnahmenumsetzung für die Turteltaube besteht jedoch nur eine mittlere Eignung der Maßnahmen, so dass ein Monitoring erforderlich ist.

Quellen:

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

Browne, J. S. & N. J. Aebischer (2003): Habitat use, foraging ecology and diet of Turtle Doves Streptopelia turtur in Britain. Ibis 145: 572-582.

Browne, S. J. & N. Aebischer (2004): Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves Streptopelia turtur in Britain, and implications for conservation. Ibis 146(1): 125 - 137.

Calladine, J. R., Buner, F. & N. J. Aebischer (1997): The summer ecology and habitat use of the turtle dove – a pilot study. English nature reports 219. 87pp.

Diesing, P. (1993): Turteltauben an Wildschweinfütterung mitten im Wald. Ornithologische Mitteilungen 10: 352.

EU-Kommission (Hrsg.) (2007): Management Plan for Turtle Dove (Streptopelia turtur) 2007-2009. Directive 79/409/EEC on the consercation of wild birds. Luxembourg.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Heimer, W. (1997): Turteltaube – Streptopelia turtur. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung, 7 S.

Karner-Ranner, E., Grüll, A. & A. Ranner (2008): Monitoring von Kulturlandvögeln im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel als Grundlage für Managementmaßnahmen. Egretta 49: 19-34.

Hölzinger, J. (1987 Bearb.): Turteltaube – Streptopelia turtur (Linne, 1758). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 1051-1054.

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

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

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 2: Wertbestimmende Brutvogelarten der Eu-Vogelschutzgebiete mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen - Turteltaube (Streptopelia turtur). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 6 S., unveröff.; http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?

navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 25.8.2011.
Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. Berichte ANL 16: 123-160.
Sudmann, S.R., C. Grüneberg, A. Hegemann, F. Herhaus, J. Mölle, K. Nottmeyer-Linden, W. Schubert, W. von Dewitz, M. Jöbges & J. Weiss (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens 5. Fassung. Charadrius 44: 137-230.
Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

Uferschwalbe *Riparia riparia* ID 62

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Die Uferschwalbe brütet in selbst gegrabenen Röhren in Steilwänden mit sandig-lehmigem Substrat. Als Fortpflanzungsstätte wird die gesamte Kolonie (Bruträhren in Abbruchwänden mit sandig-lehmigem Substrat) inklusive eines Puffers von bis zu 50 m zu den Brutwänden abgegrenzt.

Ruhestätte: Schlafplatzgemeinschaften bestehen vor, während und nach der Brutzeit meist in gewässernahen Röhrichten und Weidendickichten (BAUER et al. 2005, S. 149). Diese werden bei regelmäßiger Nutzung inklusive eines störungsarmen Puffers von bis zu 50 m als Ruhestätte abgegrenzt.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Kolonie (Einzelvorkommen)

Habitatanforderungen

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

- Bruthabitate: Vegetationsfreie, möglichst senkrechte Abbruchwände mit bevorzugt humosen, anlehmigen oder lehmigen Sanden, schluffigen Fein- bis Feinstsanden, die weder vernässen noch trocken schrumpfen, die Haltbarkeit der Röhren aber garantieren (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 341). Sandwände werden in NRW vor Lehmwänden bevorzugt (LOSKE et al. 1999), Lösswände sind als Ausnahme anzusehen (NEUBAUR 1957). Primärlebensräume sind die Steilufer von Flüssen, heutzutage nutzen die meisten Uferschwalben jedoch Sand- und Kiesgruben LOSKE in NWO 2002, S. 172, meist direkt an Gewässern, doch auch bis über 4 km von Gewässern entfernt, MILDENBERGER 1984).
- Nahrungshabitate: offenes, strukturiertes Gelände mit Grünland, Acker, Gewässern, Waldrändern und Baumreihen. Zumindest bei schlechter Witterung, besonders nach Ankunft im Frühjahr und zu Ende der Brutperiode sind Flüsse, Bäche, Seen, Schlamm- und Klärteiche, Feuchtwiesen und andere windgeschützte Feuchtgebiete bevorzugte Aufenthaltsorte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985, S. 341).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Ein Anstieg der Population bewirkt wahrscheinlich zunächst ein Anwachsen der bereits vorhandenen Kolonien, erst bei Überschreiten einer gewissen Grenze besiedelt die Uferschwalbe weniger optimale Brutplätze. Maßnahmen zur Schaffung von Brutmöglichkeiten erzielen daher in dicht besiedelten Gebieten, d. h. Gebieten mit großen Kolonien, die beste Wirkung (KUHNEN 1983, S. 99-100).
- Im Vergleich mit Mehl- und Rauchschwalbe hat die Uferschwalbe einen großen Aktionsraum. Bei schlechter Witterung werden vor allem Gewässer und Feuchtgebiete aufgesucht, auch bis 8-10 km entfernt liegende (BAUER et al. 2005, S. 148). Trotzdem sind aus energetischer Sicht brutplatznahe Nahrungshabitate günstig.

Sonstige Hinweise:

- Die Uferschwalbe kann jährlich starke Bestandsschwankungen zeigen, oft in Zusammenhang mit der Verfügbarkeit von geeigneten Brutplätzen und dem Bruterfolg des Vorjahres (BAUER et al. 2005).

Maßnahmen

1. Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm (AV1.1, AV1.4, G3.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Uferschwalben brüten meist in Abbruchwänden aus leichten bis mittleren Böden. Durch die Maßnahme wird das Angebot an Fortpflanzungsstätten durch Schaffung geeigneter Brutwände erhöht. Die Maßnahme umfasst das Abstechen abgeflachter Böschungen, und / oder dynamische Abbaukonzepte in Sand- oder Lehmgruben.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Geeignetes Substrat (sandig-lehmig bis humos)
- Offener Anflugraum von ca. 20 m vor der Abbruchkante (LANG & WANNER 1997)
- Idealerweise Exposition der Abbruchkante von der Hauptwetterseite abgewandt bzw. von der Vormittagssonne beschienen (Nordost bis Südost, KUHNEN 1983, S. 99).
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von bis zu 1 km zum Maßnahmenstandort vorhanden (je näher desto besser).

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Kolonie: Abbruchkante mit Gesamthöhe > 4 m (Schutz vor Nesträubern), unterhalb der Brutröhren mind. 2 m Höhe (RUGE 1989, LANG & WANNER 1997). Länge jeder Abbruchkante / Steilwand > 5 m)
- Abstechen abgeflachter Böschungen: vorhandene, jedoch abgeflachte Böschungen werden senkrecht abgestochen.
- Bei Maßnahmen in Sand- und Lehmgruben: uferschwalbenverträgliches Folgekonzept mit Erhalt von Steilwänden (keine Verfüllung oder Abflachung aller Steilwände). Anbringen eines Schutzzaunes an der Oberkante, sofern noch nicht vorhanden (gegen Wildschweine u. a. Säugetiere sowie Störungen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Kolonien werden bevorzugt in frisch abgebauten Bereichen gegründet (KUHNEN 1983, LOSKE et al. 1999). Nicht mehr abgebaute Bereiche verfallen rasch und eignen sich schon häufig nach wenigen Jahren nicht mehr als Brutplatz. Die Steilwände sind daher alle 2-3 Jahre auf Funktionstüchtigkeit zu prüfen (PANNACH 2006, S. 55) und ggf. neu abzustechen, von Pflanzenbewuchs zu befreien (RUGE 1989, S. 50) bzw. den Anflugraum freizuhalten.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Anforderungen an Unfallgefahrenverhütung (Steilwand für spielende Kinder) beachten (Einzäunung o. a.).

- Als ergänzende Maßnahme können bestehende, aktuell geeignete Abbruchwände dadurch vor dem Abrutschen stabilisiert werden, dass man sie an der oberen Kante leicht abgräbt, eine Lage Eternit oder Dachpappe auflegt und die Abdeckung dann wieder mit Grasplatten oder Sand bedeckt. Dieses Verfahren empfiehlt sich besonders, wenn die Sandwände nur noch schmal sind (HÖLZINGER 1983, S. 14, RUGE 1989 S. 50).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksam innerhalb von bis zu 2 Jahren. Die Uferschwalbe ist von ihrer Artökologie her darauf angewiesen, auch auf schnell sich verändernde (Pionier-) Standorte reagieren zu können. Daher und nach den vorliegenden Literaturhinweisen kann grundsätzlich eine kurzfristige Annahme geeigneter Standorte erwartet werden, wenn keine anderen Faktoren (z. B. Nahrungsangebot) limitierend wirken.

- Die Maßnahme ist grundsätzlich ab der nächsten Brutperiode nach Fertigstellung der Struktur wirksam. Um den Vögeln eine Erkundung zu ermöglichen, soll jedoch eine Vorlaufzeit von mind. 2 Jahren veranschlagt werden. Je näher die Maßnahme zu einer bestehenden Kolonie umgesetzt wird, desto schneller ist mit einer Besiedlung zu rechnen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahmen werden in der Literatur zahlreich vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, DBV 1983, KUHNEN 1983, LOSKE et al. 1999).

- Die Annahme von neu entstandenen Brutwänden ist in der Literatur zahlreich belegt (Haufen mit senkrechter Abbruchkante: KRAUSE 1988, GEORGE 1996b; Steilwände mit Nisthilfen: PANNACH 1996, SIEGNER 2001) und entspricht der Ökologie der Art, auf neu entstehende Lebensraumangebote kurzfristig reagieren zu können. Die Wirksamkeit der Maßnahme ist daher plausibel, wenn die Maßnahme im Umfeld bestehender Kolonien umgesetzt wird und wenn Bruthabitate limitierender Faktor sind. Da die benötigten Strukturen kurzfristig zur Verfügung stehen, besteht eine Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

- Bei umfangreicher Maßnahmenkonzeption (uferschwalbenverträgliches Folgekonzept in Abbauflächen) ist ein Monitoring durchzuführen.

- Die Maßnahme soll nur in Kombination mit Fließgewässerrenaturierung durchgeführt werden.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Fließgewässerrenaturierung (G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Uferschwalben brüten primär in natürlich entstandenen Abbruchkanten aus leichten bis mittleren Böden. Die aktuell bestehende Abhängigkeit von Sekundärstandorten (Abgrabungen) ist problematisch, da die Zukunft weiterer Abbauvorhaben Baggerseenlandschaften in NRW unsicher ist. Zudem sind die Brutwände in Abgrabungen oft sehr instabil (LOSKE in NWO 2002, S. 172). Durch die Renaturierung von Fließgewässern entstehen neue Abbruchkanten, so dass das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht wird. Zudem sind die renaturierten Fließgewässer auch als Nahrungshabitat (Fluginsekten) von Bedeutung.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Verbautes oder stark beschattetes Fließgewässer, dessen Fließgeschwindigkeit eine Entstehung von für die Uferschwalbe geeigneten Abbruchkanten zumindest bei Hochwasserereignissen zulässt.
- Geeignetes Substrat (sandig-lehmig bis humos) im Uferbereich.
- Offene Standorte (keine Fließgewässer im Wald),
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld von bis zu 1 km zum Maßnahmenstandort vorhanden (je näher desto besser).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Kolonie: Es gibt keine weiteren begründeten Mengenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. 500m Gewässerlänge, mind. 3 geeignete potenzielle Böschungen am Prallhang, darüber hinaus auch mehr in Abhängigkeit von den lokalen Bedingungen. Abbruchkante am Prallhang des Gewässers soll ausreichend hoch sein (Schutz vor Nesträubern), unterhalb der Brutröhren mind. 2 m Höhe (RUGE 1989, LANG & WANNER 1997). Länge jeder Abbruchkante / Steilwand > 5 m.
- Schaffung freier Anflugmöglichkeiten an die Steilwände (Rodung von ggf. vorhandenem Gehölzbewuchs. Um dem Fluss ein Mäandrieren zu ermöglichen, sind beidseitig des Fließgewässers mind. 10 m breite Pufferstreifen in die Maßnahme einzubeziehen.
- Zur Renaturierung von Fließgewässern vgl. „Blaue Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

- Das Vorhandensein geeigneter Brutwände für die Uferschwalbe soll jährlich kontrolliert werden. Ggf. Kombination mit Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm.
- Ggf. Auflichtungen je nach Aufkommen von Gehölzen

Weitere zu beachtende Faktoren:

- vgl. „Blaue Richtlinie“ (MUNLV 2010)

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Eine kurzfristige Wirksamkeit bezüglich der Entstehung von als Brutplatz geeigneten Böschungen innerhalb von bis zu 5 Jahren kann allgemein nicht garantiert werden, da unsicher ist, wann der Fluss neue Abbruchkanten schafft. Es besteht hierfür bei Einhaltung o. g. Bedingungen jedoch eine hinreichende Sicherheit. Dazu liegen auch Erfahrungen aus NRW vor (nach Erfahrungen bei der Ems und der Lippe, vgl. auch BECKERS 2002 unten). Ggf. kann eine Kombination mit Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm erfolgen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen innerhalb von bis zu 5 Jahren bereit (ggf. Kombination mit Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm). Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Maßnahme wird in der Literatur zahlreich vorgeschlagen (BAUER et al. 2005, GEORGE 1996a, GIRVETZ 2010, LOSKE et al. 1999, PANNACH 2006, DBV 1983, TAMM et al. 2004).

- BECKERS (2002, S. 18) berichtet von der Ansiedlung einer Uferschwalbenkolonie nach Entfesselung von Uferstrukturen im Rahmen eines Renaturierungsprojektes in der Lippeaue (1997: 1 BP, 1998: 4 BP; 1999: 26 BP, 2000 und 2001: 35 BP).

- Aufgrund der in der Regel umfangreichen Maßnahmenkonzeption bei der Gewässerrenaturierung ist ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

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

Angaben zur Priorisierung:

- Bereitstellung und Pflege von Steilwänden aus Sand oder Lehm: hohe Priorität (bei uferschwalbenverträglichen Abbaukonzepten in Sand- oder Lehmgruben) bis geringe Priorität (bei Fließgewässern)

Quellen:

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

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

Deutscher Bund für Vogelschutz DBV (1983): Uferschwalbe – Vogel des Jahres 1983. DBV-Merkblatt Nr. 82/12-006, Kornwestheim.

George, K. (1996a): Bergbau kontra Artenschutz? Zur Anwendung des § 31 Absatz 2 Naturschutzgesetz Sachsen-Anhalt am Beispiel der Uferschwalbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 33 (1): 49-55.

George, K. (1996b): Kieshaufen als Brutplatz für Uferschwalben – eine ökologische Falle? Der Falke 43 (1): 3.

Girvetz, E. H. (2010): Removing erosion control projects increases bank swallow (Riparia riparia) population viability modeled along the Sacramento River, California, USA. Biological Conservation 143 (4): 828-838.

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

Hölzinger, J. (1983): Einführung zum Artenschutzsymposium Uferschwalbe. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 5-16.

Krause, R. (1988): Die Bestandsentwicklung der Uferschwalbe, Riparia riparia (L.), sowie Maßnahmen zu Angebot und Schutz von Brutstätten im Bereich der „Bielener Kiesgewässer". Thür. Orn. Mitt. 38: 47-52.

Kuhnen, K. (1983): Welche etho-ökologischen Aspekte sind bei der Uferschwalbe (Riparia riparia) im Rahmen von Schutzmaßnahmen zu beachten? Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 37: 89-103.

Lang, O.; Wanner, J. (1997): Folgenutzung des oberflächennahen Rohstoffabbaus. Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft Luzern 35: 101-112.

Loske, K.-H.; Glinka, S.; Jöbges, M. (1999): Bestandserfassung und Verbreitung der Uferschwalbe (Riparia riparia) 1998 in NRW. Löbf-Mitteilungen 2/1999: 51-59.

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

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

Neubaur, F. (1957): Beiträge zur Vogelfauna der ehemaligen Rheinprovinz. Decheniana 110: 1-278.

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

Pannach, G. (2006): Die Uferschwalbe. Die Neue Brehm-Bücherei Band 655. Westarp Wissenschaften, Magdeburg.

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

Siegner, J. (2001): Bruterfolge von Uferschwalben in einer künstlichen Steilwand. Der Falke 48 (1): 19-21.

Tamm, J.; Richarz, K.; Hormann, M.; Werner, M. (2004): Hessisches Fachkonzept zur Auswahl von Vogelschutzgebieten nach der Vogelschutz-Richtlinie der EU. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Frankfurt / M.

Uhu *Bubo bubo* ID 63

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Der Uhu brütet in Nischen an Felswänden und in Steinbrüchen, teilweise jedoch auch in Baumhorsten anderer Vogelarten, in Gebäuden oder am Boden (v. a. am Rand von Abgrabungen). Die Brutstätten werden bei Felsbrütern oft wiederbenutzt. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Brutplatzes statt. Als Fortpflanzungsstätte gilt bei Felsbrütern die besetzte Felswand / bei Boden- oder Baumbruten der besetzte Brutplatz bzw. Greifvogelhorst mit einem störungsarmen Puffer von 100 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010, bei Gebäudebrütern nur der Brutstandort). Aufgrund des großen Aktionsraumes und der Flexibilität des Uhus ist eine Abgrenzung weiterer essenzieller Habitatbestandteile meist nicht erforderlich.

Ruhestätte: Als Ruhestätte werden Tageseinstände an Felswänden oder in (Nadelholz-) Baumgruppen neben der Fortpflanzungsstätte beansprucht. Grundsätzlich werden als Ruhestätte die Tageseinstände mit einem Umkreis von bis zu 100 m abgegrenzt. Diese sind für die Brutvögel in der Regel in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Nischen als Brutplatz; in Baumbrüterrevieren Horste anderer Vogelarten.
- Deckungsreiche Tageseinstände (meist Nadelbäume) als Ruheplatz in unmittelbarer Nähe zum Brutplatz
- Strukturiertes Offenland, idealerweise mit Gewässernähe, als wichtiges Nahrungshabitat

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Uhuvorkommen werden oft von Einzelpersonen / Gruppen (z. B. Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen EGE, AG Eulen) des ehrenamtlichen Naturschutzes betreut. Diese sollen an der Maßnahmenkonzeption beteiligt werden.

Maßnahmen

1. Optimierung von Brutstandorten / Anlage von Nistnischen in Felsen (Av1.5)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Uhu baut keine eigenen Nester, sondern brütet meistens in Felswänden mit Höhlungen, daneben in Baumnestern anderer Arten, an Bauwerken oder am Boden. Bei Mangel an Nistmöglichkeiten wird durch die Optimierung von vorhandenen Felswänden (Freischneidung zugewachsener Felswände, Anlage von Horstnischen) oder Anbringen von Kunsthorsten in Bäumen bzw. Bauwerken je nach „Bruttypus“ das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger, Kletterer etc.) zu achten. (Sofern es sich um eine höhere Felswand handelt, spielen Spaziergänger keine Rolle).

- Je nach betroffenem „Bruttypus“: Zugewachsene natürliche Felswände (Optimierung von Fortpflanzungsstätten) oder glatte anthropogen entstandene Felswände ohne Nischen (im Regelfall keine Anlage von Nischen bei Naturfelsen); Höhe der Felswände > 10 m; Bäume mit Eignung als potenzieller Horstbaum (mind. mittleres Baumholz).

- Der Untergrund soll nicht zur Vernässung neigen (GÖRNER 1983) (Dieser Faktor spielt bei Horstnischen in wettergeschützter Lage keine Rolle). Tonsteine werden in der Regel gemieden (BERGERHAUSEN et al. 1989, S. 165).

- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten, Nähe zu Nahrungshabitaten, Entfernung zu geeigneten Tageseinständen bis 500 m (BERGERHAUSEN et al. 1989, S. 166).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar bei Felsbrütern: Anlage von mind. 3 geeigneten Nischen. Tiefe ca. 1 m, Breite 2-3 m, Boden möglichst eben (EGE o. J.). Bei Maßnahmen in Steinbrüchen: uhuverträgliches Folgekonzept mit Erhalt von Steilwänden (keine Verfüllung oder Abflachung aller Steilwände). Bei „Kantenbruten“ (Bruten an der Oberkante von Felswänden) Anbringen eines Schutzzaunes, sofern noch nicht vorhanden (gegen Wildschweine u. a. Säugetiere).

- Orientierungswerte pro Paar bei Baumbrüter: Schaffung von 3 künstlichen Horstplattformen (Maße und Durchführung in Absprache mit Experten).

- Details zur Durchführung und zur Auswahl der Standorte sind bei allen Maßnahmen von fachkundigen Personen vorzunehmen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Gewährleistung eines freien Anfluges: ggf. Freischneiden in Abhängigkeit vom Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Uhu tritt als Prädator der übrigen Eulenarten auf, daher sind mögliche Zielkonflikte zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Horstnischen sind grundsätzlich ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um dem Uhu eine Eingewöhnung zu ermöglichen, sollen die Nischen jedoch mit 1 Jahr Vorlaufzeit angelegt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.
- Die Nisthilfen sind kurzfristig herstellbar. Die für den Maßnahmentyp relevanten Ansprüche der Art sind gut bekannt, weiterhin ist der Uhu bei der Wahl seiner Brutplätze relativ flexibel. Der Maßnahmentyp wird z. B. von BAUER et al. (2005, S. 721), EGE (o. J.) und NABU RLP (2004) empfohlen. Nachweise über die Annahme von künstlichen Nistnischen liegen vor (z. B. GÖRNER 1983, BROSSETTE 2003). Ebenso bestehen jedoch auch (unveröffentlichte) Fälle, bei denen die Maßnahmen nicht vom Uhu angenommen wurden (Expertenworkshop 7.11.2011, LANUV Recklinghausen). Trotzdem besteht nach Bewertung im Expertenworkshop eine „hohe" Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.
- Bei umfangreicher Maßnahmenplanung (z. B. uhuverträgliches Folgekonzept, Gewährleistung von Störungsfreiheit durch Kletterer) ist grundsätzlich ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung und Pflege von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Uhu auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihm einen Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen (SITKEWITZ 2005, S. 169). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereicht, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Umsetzung vorzugsweise in grünlandgeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch für den Uhu wichtige Nahrungstiere (z. B. Kleinnager, Igel, Kaninchen, Wasservögel. Vogelarten bis zur Taubengröße).
- Möglichst zentral im Aktionsraum von 2,5 km um den Horst der betroffenen Paare (LEDITZNIG 1996).
- Offenland, idealerweise mit Waldrandnähe (SITZKEWITZ 2005, S. 167) oder Gebiete mit Einzelbäumen / Baumgruppen als Ansitzmöglichkeiten.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften; Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung und Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, Sierro & Arlettaz 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
    - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege in die Maßnahme einbezogen. Bei gering oder nicht befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle und / oder Einzelbäume pflanzen) (SITZKEWITZ 2005) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Siehe Optimierung von Brutstandorten / Anlage von Nistnischen in Felsen
- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt, die Maßnahmengestaltung orientiert sich an den Präferenzen des Uhus bei der Nahrungssuche (SITKEWITZ 2005). Entsprechende Maßnahmen werden vom Typ her („extensive Grünlandbewirtschaftung“) z. B. von BAUER et al. (2005) und NLWKN 2010 empfohlen. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Die Plausibilität der Maßnahme wird jedoch vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften (G1.1, O3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Für den Uhu spielen Vögel bis Taubengröße und Säuger bis Kaninchen / Hasengröße eine wichtige Rolle als Nahrungstiere. In ausgeräumten Offenlandschaften erfolgt bei Betroffenheit von für seine Nahrungstiere wichtigen Strukturierungselementen (z. B. Hecken, strukturierte Waldränder) eine entsprechende Aufwertung. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum im Umkreis von 2,5 km zum Horst der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche (bei linearer Maßnahme: 1 km) im Aktionsraum empfohlen. Die Maßnahme kann mit den Maßnahmen 2, 4 und 5 kombiniert werden.

- Die folgenden Maßnahmen, die idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt werden, erhöhen das Angebot an für den Uhu relevanten Nahrungstieren.

- Anlage und Pflege von Hecken: Orientierung an bestehenden Hecken, sofern vorhanden. Die Heckenbreite soll variierend zwischen 5 und 10 m angelegt werden. Zusammen mit der Hecke ist ein mind. (3-) 5 m breiter Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Abstand der Hecken idealerweise < 300m zueinander (PFISTER et al. 1986). Dieser ist einmal pro Jahr ab August zu mähen mit Abtransport des Schnittgutes. Durch die Lage der Hecke soll keine Gefährdung der Kleinvögel oder des Habichts durch Kollisionen erfolgen (d. h. nicht entlang von befestigen Wegen oder in Richtung auf Straßen, Eisenbahntrassen o. a.).

- Erhalt und Pflege von Baumreihen und Solitärbäumen: Entsprechend den Hecken mit mind. (3-) 5 m breitem Saumstreifen anzulegen und zu pflegen. Um Solitärbäume Pflege einer Saumfläche mit (3-) 5 m breitem Radius.

- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.

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

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Hecken: Abschnittsweise (nicht mehr als 1/3 der Gesamtlänge bzw. Abschnitte < 50 m) Hecke auf den Stock setzen, wenn diese „durchwächst". Schnellwüchsige Arten können alle 5-15 Jahre auf den Stock gesetzt werden (z. B. Hasel, Esche, Zitterpappel). Langsam wachsende Arten und Dornensträucher sollen durch selteneren Schnitt gefördert werden. Ggf. vorhandene Steinhaufen o. a. sollen freigestellt werden. Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August. Beachtung der im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, Paket 4400) angegebenen Hinweise.

- Waldränder: In den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock – Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Beachtung von Zielkonflikten: Strukturierungen mit Gehölzen können in großflächigen Offenlandschaften auch negative Wirkungen auf andere Arten (z. B. Feldlerche) oder das Landschaftsbild haben. Weiterhin können durch Gehölzanreicherung auch Prädatoren von Zielarten profitieren (z. B. Rabenkrähe in Bezug auf den Kiebitz).

- In großflächig offenen Bereichen (z. B. Börden) im Regelfall Strukturierung mit niedrigwüchsigen Strukturen, nicht

mit hohen Baumreihen o. a.

- Die Maßnahme soll aufgrund von Zielkonflikten nur durchgeführt werden als Ersatz für die Betroffenheit der genannten Strukturen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Zeitdauer bis zur Wirksamkeit hängt vom vorhandenen Bestand und (bei Anpflanzungen) den verwendeten Pflanzqualitäten ab. Bei Vorhandensein geeigneter Gehölzstrukturen wird für die Entwicklung und Pflege der krautigen Vegetation eine Zeitdauer von bis zu 2 Jahren veranschlagt. Für die Gehölze wird bei Anpflanzung eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren angenommen (bei Verwendung höherer Pflanzqualitäten auch weniger). Die kurzfristige (innerhalb von ca. 5 Jahren) Besiedlung von angepflanzten Gehölzstrukturen zumindest durch allgemein häufige Vogelarten (z. B. Amsel, Goldammer, Dorngrasmücke) ist z. B. bei FISCHER & ZEIDLER (2009), FLÖTER (2002) GRUTTKE & WILLECKE (1993) und PLATH (1990) beschrieben.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die Habitatansprüche des Uhus sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen bezogen auf den Uhu nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar. Entsprechende Maßnahmentypen zur Strukturierung von Offenland werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 721) und DALBECK (2003) empfohlen.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

4. Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung (G1, G5, G6)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Gewässerrandbereiche spielen für die Nahrungssuche des Uhus in der Regel eine besondere Rolle (DALBECK et al. 1998: S. 342) aufgrund der hier reichlich vorhandenen Nahrungstiere (z. B. Ratten, Blessrallen, Entenvögel). Dabei ist das Vorhandensein eines Saumes mit Begleitvegetation von besonderer Bedeutung (SITKEWITZ 2005, S. 169). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereicht, indem vorhandene Gewässer optimiert oder neue stehende Gewässer mit Begleitvegetation geschaffen werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist

sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Vorhandene stehende oder fließende Gewässer im Offenland ohne Saumstrukturen oder Neuanlage stehender Gewässer innerhalb des Aktionsraumes des Uhus, am besten brutplatznah; bei Neuanlage von Stillgewässern wasserhaltiger oder wasserundurchlässiger Boden (keine Folienteiche).
- Offenland, idealerweise mit Waldrandnähe (SITZKEWITZ 2005 S. 167)

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Strukturierung ausgeräumter Offenlandschaften; Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung und Entwicklung von Extensivacker und Brachen). Ein Saumstreifen soll > 6 m breit breit sein (LANUV 2010). An den Saum schließt sich auf mind. 10 m Breite extensiv genutztes Offenland mit kurzrasigen oder lückigen Strukturen an. Bei Fließgewässern idealerweise Anlage eines beidseitigen Streifens. Sofern nicht vorhanden, ist für eine Besonnung auf > 50 % der Flächen zu sorgen.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle, Masten, Pflanzung Einzelbäume) (LEDITZNIG 1996, S. 58, SITZKEWITZ 2005) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Rückbau ggf. vorhandener Uferbefestigungen, Beseitigung von dominierenden Steilufern, Neuanlage von Stillgewässern. Bei Gewässern ohne Saum Einstellung der randlichen Beweidung / Mahd, so dass sich ein Uferrandstreifen entwickeln kann. Für die Säume gelten die generellen Entwicklungs-/Pflegeempfehlungen für Uferstreifen (z. B. FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MAMS 2000, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2010).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhaltung und Pflege entsprechend den obigen Anweisungen. Offenhaltung in Abhängigkeit des Aufkommens von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Siehe Optimierung von Brutstandorten / Anlage von Nistnischen in Felsen
- Bei Fließgewässern sollen auch aus bewirtschaftungstechnischen Gründen idealerweise große Teile der Aue bis hin zur gesamten Aue in die Maßnahme einbezogen werden. Dies ist insbesondere bei zur Mäandrierung neigenden Fließgewässern zu empfehlen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren: Entwicklung eines Saumes als Vegetationsstruktur und Besiedlung durch Beutetiere. Erste Arten wie Mäuse besiedeln bereits im 1. Jahr die Flächen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind grundsätzlich kurzfristig entwickelbar.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand für eine konkrete Fläche nachweisbar (z. B. über Telemetrie), da der Uhu eine Art mit großem bis sehr großem Aktionsraum ist. Das Fehlen geeigneter Nahrungshabitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen des Uhus, so dass die o. g. Maßnahme vom Typ her (Schutz von Feuchtgebieten und

Gewässern) z. B. von BAUER et al. (2005, S. 721), DALBECK & HEG (2006, S. 19), LEDITZNIG (2005, S. 6) und MEBS & SCHERZINGER (2000, S. 109) empfohlen wird.

- Es bestehen jedoch Unsicherheiten bezüglich der signifikanten Besiedlung durch für den Uhu relevante Beutetiere (Expertenworkshop 7.11.2011, LANUV Recklinghausen). Daher besteht nur eine „mittlere" Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme, so dass ein Monitoring erforderlich ist (im Falle einer großflächigen Auen- oder Fließgewässerrenaturierung ist dies aufgrund der umfangreichen Maßnahmenplanung ohnehin erforderlich).

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

5. Entwicklung von Extensivacker (O2.1) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Uhu auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihm einen Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglichen (SITKEWITZ 2005: S. 169). In der Maßnahme werden günstige, kleinsäugerreiche Nahrungshabitate im Acker bereit gestellt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Uhus ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Offenland, idealerweise mit Waldrandnähe (SITZKEWITZ 2005, S. 167) oder Gebiete mit Einzelbäumen / Baumgruppen als Ansitzmöglichkeiten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch für den Uhu wichtige Nahrungstiere (z. B. Kleinnager, Igel, Kaninchen, Wasservögel u.w. Vogelarten bis zur Taubengröße).
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Möglichst zentral im Aktionsraum im Umkreis von 2,5 km zum Horst der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern" (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Gewässerneuanlage, Gewässerrenaturierung, schonende Gewässerunterhaltung"). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für den Uhu. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit den Maßnahmen 2, 3 und 4 möglich. Zu beachten ist die jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).
    - Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen)
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Pro Fläche >2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2,5 m Höhe und / oder Einzelbäume pflanzen) (MEBS & SCHMIDT 2006, S. 366) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Siehe oben (Erhalt der Kulturen entsprechend den Pflegevorgaben)

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch den Uhu zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt..
- Wissenschaftliche Nachweise liegen für den Uhu nicht vor. Maßnahmen zur extensiven Ackernutzung für den Uhu werden z. B. NLWKN (2010) empfohlen (in der übrigen Literatur meist im Rahmen einer „extensiven Nutzung der Kulturlandschaft" o. a., z. B. BAUER et al. 2005, S. 721). Es liegen Ergebnisse von Arten mit ähnlicher Ernährungsweise vor. So weisen die Untersuchungen von ASCHWANDEN et al. (2005) auf eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen, für die

Waldohreule hin. Die Bedeutung von Extensiväckern und insbesondere von einjährigen Brachen ist von WUNDTKE & SCHNEIDER (2003) für die Schleiereule nachgewiesen. Für mehrere andere Greifvogelarten mit ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für Greifvögel (Mäusebussard, Turmfalke) im Winter. Nach BRABAND et al. (2006) wurden in der Hellwegbörde durch Maßnahmen zur Extensivierung von Ackerstreifen / Anlage z. B. Feldhasen und Feldvögel (potenzielle Beutetiere des Uhus) gefördert.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit:

Für den Uhu stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Anlage und Optimierung von Bruthabitaten von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

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

Bergerhausen, W.; Ralder, K. & H. Willems (1989): Besiedlungspräferenzen des Uhus (Bubo bubo L.) in der Eifel. Charadrius 25 (4): 157-178.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

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

Brossette, B. (2003): Der Uhu im mittleren und westlichen Saarland. Anpassungsfähig und vielseitig. Naturschutz im Saarland 1/2003: 22-23.

Dalbeck, L.; Bergerhausen, W.; Krischer, O. (1998): Telemetriestudie zur Orts- und Partnertreue beim Uhu Bubo bubo. Vogelwelt 119: 337-344.

Dalbeck, L. (2003): Der Uhu Bubo bubo (L.) in Deutschland - autökologische Analysen an einer wieder angesiedelten Population - Resümee eines Artenschutzprojektes. Aachen, 159 S. (Dissertation Universität Bonn).

Dalbeck, L.; Heg, D. (2006): Reproductive success of a reintroduced popupation of Eagle Owls Bubo bubo in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. Ardea 94 (1): 3-21.

EGE – Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen e. V. (ohne Jahresangabe): In Steinbruch, Ton-, Sand- und Kiesgrube Uhus schützen. EGE-Artenschutz-Information Nr. 5 (Faltblatt).

Fischer, N.; Zeidler, K. (2009): Nachkontrollen in der Eingriffsregelung. Ein Vergleich aktueller mit fünf Jahre alten Untersuchungsergebnissen zur Aussagesicherheit von Prognosen. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (7): 209-215.

Flöter, E. (2002): Veränderungen des Brutvogelbestandes nach Biotopgestaltungsmaßnahmen auf einer Kontrollfläche in der Feldflur bei Chemnitz. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 9: 87-100.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: “M18 Buffer stripes around water bodies” (im Anhang).

Görner, M. (1983): Ansprüche der felsbrütenden Uhus (Bubo bubo) in Thüringen an den Horstplatz. Beiträge Vogelkunde Jena 29: 121-136.

Gruttke, H.; Willecke, S. (1993): Tierökologische Langzeitstudie zur Besiedlung neu angelegter Gehölzpflanzungen in der intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 367-376.

Hötker, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhusen) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau). Manuskript. http://download.scientificcommons.org/51876 / Landbauf. Völkenrode 54: 251-260.

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

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

Leditznig, C. (1996): Habitatwahl des Uhus (Bubo bubo) im Südwesten Niederösterreichs und in den donaunahen Gebieten des Mühlviertels auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 29: 47-68.

Leditznig, C. (2005): Die Situation des Uhus (Bubo bubo) in Österreich und seine Schutzprobleme. Artenschutz-Report 17: 1-6.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011.

MAmS - Merkblatt zum Amphibienschutz an Straßen (2000). Hrsg. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Abteiltung Straßenbau, Straßenverkehr.

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217.

Naturschutzbund Deutschland, Landesverband Rheinland-Pfalz (NABU RLP, 2004): Steinbrüche: Lebensraum für den uhu in Rheinland-Pfalz. Faltblatt.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Uhu (Bubo bubo). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 23.3.2011.

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

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

Plath, L. (1990): Die Besiedlung einer neu angepflanzten Feldhecke durch Brutvögel im Kreis Rostock-Land. Ornithologische Rundbriefe Mecklenburg 33: 51-53.

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

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Sitkewitz, M. (2005): Telemetrische Untersuchungen zur Raum- und Habitatnutzung des Uhus Bubo bubo im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. Ornithologischer Anzeiger 44: 163-170.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and

agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.

Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule Tyto alba. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

Wachtel *Coturnix coturnix* ID 64

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Wachteln sind Bodenbrüter und legen ihr Nest jedes Jahr neu an. Das Fortpflanzungsverhalten ist kompliziert (s. u.). Eine besondere Ortstreue ist bei dieser „Invasionsvogelart“ nicht bekannt. Die Fortpflanzungsstätte einzelner Individuen ist daher nicht konkret abgrenzbar. Hilfsweise kann als Fortpflanzungsstätte die gesamte Parzelle in einem Umfang von bis zu 1 ha um den Aktionsraum-Mittelpunkt mit angrenzenden Randstreifen, Feldwegen, Brachflächen etc. abgegrenzt werden.

Ruhestätte: Wachteln ruhen auf dem Boden, in den Mittagsstunden z. B. an sonnigen, geschützten Plätzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 312). Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

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

- Als Offenlandart besiedelt die Wachtel möglichst gehölzfreie Felder, Wiesen und Ruderalflächen mit einer ausreichend hohen, Deckung bietenden, jedoch auch lichten Vegetationsschicht auf tiefgründigen bis feuchten Böden. Sie fehlt in ganz trockenen oder gehölzbestandenen Flächen. Die Vegetation muss nach oben ausreichend Deckung bieten, aber auch gut zu durchlaufen sein (HERRMANN & DASSOW in FLADE et al. 2003, GEORGE 1990 S. 139), z. B. sind dichtes Grünland oder verfilzte Brachen ungeeignet.
- GEORGE (1996, 1999) fand in einer 15jährigen Untersuchung in Sachsen-Anhalt eine Bevorzugung folgender Kulturen (Optimalhabitate): Sommergerste oder Sommerroggen mit Luzerne-Einsaat, Sommergerste oder Sommerroggen mit Klee-Einsaat, Luzerne-Gras-Gemisch, Hafer mit Klee- oder Gras-Einsaat, weiterhin wahrscheinlich (geringe Stichprobenzahl) auch selbstbegrünte Brachen, Senf und Sommerweizen. Durchschnittliche Nutzungen (suboptimale Habitate) waren bei Luzerne, Winterweizen, Rotklee, Klee-Gras-Gemisch, Erbsen und wahrscheinlich auch Weidelgras festzustellen. Unterdurchschnittlich (pessimal) wurden Wintergerste, Mais, Buschbohne, Kartoffel, Hafer, Winterraps und Mähwiesen genutzt. Wichtigste Gemeinsamkeit der optimalen Habitate ist die Frühjahrsaussaat der Kulturen, was zur Folge hat, dass zum Zeitpunkt der Ankunft der Wachteln der Boden nicht vollständig bedeckt ist. Aufwertend ist auch der gemischte Anbau von Sommergetreide und / oder Gras mit Luzerne oder Klee (GEORGE 1999).
- Nach den Rufstandorten einer Erfassung in Mittelwestfalen wurden vor allem Ackerbrachen und Sommergerste bevorzugt, während Raps, dichtes Wintergetreide und Randbereiche von Gehölzen gemieden wurden (ILLNER in NWO 2002; S. 86).
- Der Lebensraum muss neben der Deckung ein reichhaltiges Angebot an kleinen Sämereien (Ackerkräuter) und Arthropoden liefern, daneben Sonnen- und Staubbademöglichkeiten (WEISS in SUDMANN et al. 2012).
- Weiterhin wichtig sind auch Weg- und Ackerrandstreifen sowie unbefestigte Wege. im Verlauf des Sommers kann die Wachtel auch in Hackfruchtkulturen wechseln (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 305).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Die Wachtel ist in Deutschland Zugvogel von ausgeprägtem Invasionsvogelcharakter, der je nach den Niederschlags- und damit Nahrungsverhältnissen im Südteil seines Brutgebietes Jahr für Jahr unterschiedlich weit nach Norden zu ziehen scheint (zu einer genaueren Analyse reichen die vorliegenden Daten nicht aus, doch scheinen sich ,,Wachteljahre“ in Nordafrika und Mitteleuropa gegenseitig auszuschließen, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 300). Die bisherigen Daten deuten darauf hin, dass ein Teil der mitteleuropäischen Spätbruten von diesjährigen Vögeln lokaler oder auch mediterraner Herkunft getätigt wird (ebd. S. 307). So weist auch DÖRRIE (2008) für Süd-Niedersachsen darauf hin, dass die Mehrzahl der Wachteln im Juni eintrifft. Diese Tiere gehören vermutlich der südeuropäisch- / nordafrikanischen Teilpopulation an. Nachweise „deutscher”

Wachtelmännchen, die ab Ende April bis Mitte Mai rufend auf sich aufmerksam machen, seien damit verglichen nur spärlich. Die potenziellen Bruthabitate sind im Juni aber wegen der fortgeschrittenen Vegetationsentwicklung kaum noch nutzbar und werden zudem bereits sechs bis acht Wochen nach dem Eintreffen der Vögel abgeerntet. Das Zeitfenster für eine erfolgreiche Reproduktion ist dann zu klein. Der geringe Bestand „heimischer", früher ankommender Brutvögel werde daher wahrscheinlich durch die Zunahme der später ankommenden balzenden Männchen überlagert.

- Das Fortpflanzungsverhalten der Wachtel ist kompliziert, es sind verschiedene Paarungssysteme bekannt (von Monogamie bis Polygynie, Polyandrie und Promiskuität). Territorien i. e. S. werden nicht verteidigt, dafür bestehen „Wachtelrufplätze" an geeigneten Standorten. Viele ♂ bleiben unverpaart und nomadisieren umher. Der Aktionsraum eines „Paares" beträgt meist < 1 ha, bei den unverpaarten ♂ ca. 2-6 ha (BAUER et al. 2005 S. 150). Bei einer in der Uckermark durchgeführten Untersuchung (HERRMANN & DASSOW in FLADE et al. 2003.) zeigte sich eine enorme Fluktuation und Wanderbewegungen der Mehrzahl der besenderten Wachtel-♂. Fast die Hälfte der ♂ war nach spätestens 5 Tagen aus dem Beobachtungsgebiet verschwunden; nur 4 (14 %) der ♂ hielten sich über 30 (bis 100) Tage im UG auf. Einzelne rufende ♂ konnte verfolgt werden, wie sie tagsüber das Untersuchungsgebiet großräumig durchwanderten und schließlich verließen. Verpaarte ♂ riefen bis auf eine Ausnahme nicht und hielten sich stets in unmittelbarer Nähe (max. 5 m entfernt) von den ♀ auf. In der Nähe von verpaarten Vögeln waren aber stets andere rufende ♂ zu hören.
- Optimale Habitate werden gezielt aufgesucht, was fruchtwechselbedingt über Jahre zu einer Gleichverteilung der Wachtelnachweise in großen Teilen einer Feldflur führen kann(GEORGE 1999, Sachsen-Anhalt).
- WEISS (in SUDMANN et al. 2012) weist darauf hin, dass für die Wachtel großflächige Maßnahmen notwendig sind, um eine ausreichende Reproduktion in kolonieartigen Brutverdichtungen sicherzustellen und kleinräumige „Hier und Dort"-Maßnahmen der Art nicht weiter helfen. Deshalb kann es sinnvoller sein, Maßnahmen in bestimmten Gebieten zu konzentrieren, um solche Areale zu optimieren oder aufzubauen, anstatt kleinflächig in unmittelbarer Umgebung zum Eingriffsort zu planen.

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

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

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutzten Ackerkulturen entstehen für die Wachtel v. a. Probleme durch zu dicht aufwachsende Vegetation und durch die zu frühe Ernte. Durch Nutzungsextensivierung von Intensiväckern und Anlage von Ackerbrachen werden für die Wachtel günstige Ackerkulturen geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und geschlossene Baumreihen, Wälder, Siedlungsrand, große Hofanlagen) in der Nähe bis ca. 200 m, bei näherer Lage zu einer geschlossenen Gehölzkulisse (jedoch nicht < 100 m) soll das Gelände nach mind. 2 Seiten hin großflächig offen sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 305).
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des „Reviers“ mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Aktionsraumgröße und mind. 1 ha (nach BAUER et al. 2005 S. 150). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten.
    - Anlage von Getreidestreifen mit doppeltem Saatreihenabstand (Paket 4026 + 4031 + 4034 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz); auch als flächige Maßnahme möglich.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten).
    - Ackerrandstreifen (Paket 4000 / 4010 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die sonst im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen kurzrasig und mit vegetationsfreien Stellen gehalten werden

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig neu gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedene Flächen ist dabei möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

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

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Es erscheint von der Artökologie her plausibel, dass die Wachtel von den Maßnahmen profitiert, die im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern günstigere Bedingungen bieten (lückige, nahrungsreiche Strukturen ohne Brutverlust durch Ernte während der Brutzeit). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Jagd auf dem Zugweg, geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 150) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Wachtel, so dass die o. g. Maßnahmen vom Typ her häufig empfohlen wird (z. B. BAUER et al. (2005 S. 150), HERRMANN & DASSOW (2003), HÖTKER (2004), NLWKN (2010), GEORGE (1999) und SUDMANN et al. (2008, S. 157)). JOEST (2009) belegt eine häufigere Nutzung o. g. flächiger Maßnahmentypen durch Hühnervögel (inklusive Wachtel) im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern. Die Wachtel wird von ABU (2009) für die o. g. streifenförmigen Maßnahmentypen als Zielart aufgeführt. JENNY (2000, Schweiz) belegt eine hohe Rufaktivität der Männchen in verkrauteten Getreidefeldern und Buntbrachen.

- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein maßnahmenbezogendes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Anlage von Extensivgrünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für die Wachtel Probleme durch zu dicht aufwachsende Vegetation und durch Mahd während der Brutzeit. Durch die Anlage von Extensivgrünland werden für die Wachtel günstige Grünlandstrukturen geschaffen.

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

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und geschlossene Baumreihen, Wälder, Siedlungsrand, große Hofanlagen) in der Nähe bis ca. 200 m, bei näherer Lage zu einer geschlossenen Gehölzkulisse (jedoch nicht < 100 m) soll das Gelände nach mind. 2 Seiten hin großflächig offen sein (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994 S. 305). Schlaggröße < 20 ha (nach GEORGE 1990).
- Für die Wachtel als Bodenvogel ist von Bedeutung, dass die Vegetation nach oben ausreichend Deckung bietet, aber auch gut zu durchlaufen ist. Daher sollen keine Standorte ausgewählt werden, auf denen sich innerhalb der Brutzeit der Wachtel (Mai bis August) eine sehr dichte und hohe Vegetation etabliert (d. h. keine wüchsigen, nährstoffreichen Standorte, alternativ vorherige Ausmagerung).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des „Reviers“ mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Aktionsraumgröße und mind. 1 ha (nach BAUER et al. 2005 S. 150). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.

- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Formblatt Extensivgrünland).
- Es sollen keine Pflegearbeiten (Mahd) innerhalb der Brutzeit der Wachtel (Mai bis Anfang August) durchgeführt werden. Auch unbefestigte Feldwege mit Krautsaum können in die Maßnahme einbezogen werden (z. B. Funktion als Staubbadestelle, GEORGE 1990 S. 140), sofern kein besonderes Kollisionsrisiko besteht. Bei gering frequentierten Wegen, die sonst im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen kurzrasig und mit vegetationsfreien Stellen gehalten werden
- Beweidung: Bis zum Abschluss der Jungenaufzucht darf maximal eine Großvieheinheit pro Hektar aufgetrieben werden (optimal geeignet sind Mutterkühe oder Rinder, während Jungviehherden hingegen aufgrund ihres „ungestümen Verhaltens" eher nicht geeignet sind). Nach dem Abschluss der Aufzuchtzeit (spätestens ab 16. August) können die Flächen auch stärker beweidet werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Jährliche Mahd entsprechend den o. g. Vorschriften.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 (-10) Jahren.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Es erscheint von der Artökologie her plausibel, dass die Wachtel in Grünlandgebieten von der Maßnahme profitiert, die im Vergleich zu konventionell bewirtschaftetem Grünland günstigere Bedingungen bietet (lückige, nahrungsreiche Strukturen ohne Brutverlust durch Mahd während der Brutzeit). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von maßnahmenunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Jagd auf dem Zugweg, geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 150) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Wachtel. Die Maßnahme wird vom Typ her von BAUER et al. (2005) genannt.

Risikomanagement / Monitoring:

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

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

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

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

Angaben zur Priorisierung:

- In ackergeprägten Gebieten haben Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland, in grünlandgeprägten Gebieten die Anlage von Extensivgrünland Priorität.

Quellen:

ABU (2009): Modellvorhaben Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest und DBU-Verbund Lebensraum Börde. http://abu-naturschutz.de/ackerstreifen/hinweis1.html.

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

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

Dörrie, H. (2008) Die Wachtel Coturnix coturnix in Süd-Niedersachsen und anderswo – Erfolgsgeschichte oder Scheinblüte? Website des Arbeitskreises Göttinger Ornithologen AGO www.ornithologie-goettingen.de/?p=170 , Stand 10.8.2009

George, K. (1990): Zu den Habitatansprüchen der Wachtel. Acta ornithoecol. 2 (2): 133-142.

George, K. (1996): Habitatnutzung und Bestandssituation der Wachtel Coturnix coturnix in Sachsen-Anhalt. Vogelwelt 117: 205-211.

George, K. (1999): Sommerlebensräume der Wachtel Coturnix coturnix in der mitteleuropäischen Agrarlandschaft. NNA-Berichte 12 (3): 88-92.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; Bezzel, E. (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5. Galliformes – Gruiformes; Hühnervögel, Rallen- und Kranichvögel. Aula-Verlag, Wiesbaden, 699 S.

Herrmann, M.; Dassow, A. (2003): Wachtel Coturnix coturnix. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (Hrsg): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 71-74.

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

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

Joest, R. (2009): Hilfe für Wiesenweihe, Feldlerche und Co. Zur Wirksamkeit des Vertragsnaturschutzes für die Brutvögel der Hellwegbörde. ABU info 31/32 (2008/09): 20-29.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf. Abruf 7.6.2011.

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz – NLWKN (Hrsg.) (2009): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 1: Wertbestimmende Brutvogelarten der Vogelschutzgebiete mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Wachtel (Coturnix coturnix). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S., unveröff., http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 16.5.2011.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, A. Hegemann, F. Herhaus, J. Mölle, K. Nottmeyer-Linden, W. Schubert, W. von Dewitz, M. Jöbges & J. Weiss (2008): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens 5. Fassung. Charadrius 44: 137-230.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

Wachtelkönig *Crex crex* ID 65

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Wachtelkönig brütet am Boden in feuchten bis trockenen Wiesen oder in Äckern. Das Siedlungsverhalten ist außerordentlich dynamisch und wird geprägt durch Ortswechsel als Folge von ungünstiger Bewirtschaftung, saisonalen Überflutungen und durch Abwanderung von rufenden Männchen nach erfolgreicher Verpaarung. Die Männchen erscheinen vor den Weibchen im Brutgebiet und beginnen zu rufen, um die Weibchen anzulocken (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001). Um den Erfolg der Partnerfindung zu erhöhen, werden größere Rufgruppen gebildet (FLADE 1994). Der Wachtelkönig lebt sehr heimlich. Bei Kartierungen werden die Brutplätze meistens anhand der regelmäßig rufenden Männchen abgegrenzt. In der Konsequenz umfasst die Fortpflanzungsstätte den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flügge werden der nestflüchtenden Jungtiere, hilfsweise die Fläche um die anhand ihrer Rufe kartierten männlichen Wachtelkönige.

Ruhestätte: Während der Brutzeit sind die Ruhestätten in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Kurz nach der Brutzeit macht der Wachtelkönig hauptsächlich im Juli und August eine Vollmauser durch und ist in dieser Zeit für etwa drei Wochen flugunfähig (BAUER et al. 2005). Während dieser Zeit sind die Tiere auf Gehölze, Hochstaudenfluren oder Röhrichte angewiesen, in denen sie sich vor Fressfeinden verstecken können. Diese sind bei konkreter Abgrenzbarkeit mit als Ruhestätte abzugrenzen. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Individuen unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in einem Schutzgebiet; Einzelvorkommen

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Aufgrund seiner spezifischen Ansprüche bestimmt primär die Vegetationsstruktur die Eignung eines Habitats für den Wachtelkönig. Eine zur Brutzeit relativ hochwüchsige Vegetation bei gleichzeitig geringem Raumwiderstand (locker bewachsener Bestand) sind die wichtigsten Lebensraumkriterien bei der Besiedlung einer Fläche (SCHÄFFER 1999). Bei der Ankunft des Wachtelkönigs müssen die Flächen mit einer 20 bis 50 cm hohen Vegetation bestanden sein, in dem sich der Vogel gut verstecken kann (TAYLOR & VAN PERLO 1998). Der geringe Raumwiderstand ist vor allem für die Jungtiere wichtig, die durch die Vegetation laufend Nahrung suchen, die aber kaum Energiereserven haben, um dichte Pflanzenbestände zu durchdringen bzw. bei Nässe schnell unterkühlen. Die Rufstandorte weisen im Mittel eine hohe Vegetationsbedeckung auf. An der Oder wurden Mitte Mai beispielsweise 83 % Bedeckung ermittelt (HELMECKE 2000).
- In den Flussauen und Mittelgebirgslagen werden extensiv bewirtschaftete Mähwiesen und beweidete Naturentwicklungsgebiete deutlich bevorzugt (JOEST in NWO 2002).
- In Nordrhein-Westfalen befindet sich ein Großteil des Bestandes auf Ackerflächen in der Hellwegbörde (MÜLLER 2000). Zwischen den Ackerflächen müssen sich jedoch Strukturen wie Staudenfluren und Gebüschgruppen an Gräben und Wegen befinden, da die Nahrungsgrundlage auf intensiv genutzten Äckern nicht ausreicht (MÜLLER 2000). Obwohl sich die meisten Rufreviere in Weizen- und Gersteschlägen befinden, werden am Flächenanteil gemessen, mehrjährige Brachen bevorzugt besiedelt (JOEST 2009).
- Zur Vollmauser suchen die Wachtelkönige Gebiete mit höherer Vegetation auf, z.B. Hochstaudenflure, Gebüsche und Brachen (HEER et al. 2000), um sich dort während ihrer temporären Flugunfähigkeit vor Fressfeinden zu verstecken.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Nach der Paarung kümmert sich alleine das Weibchen um den Nestbau, die Brut und die Aufzucht der Jungvögel. Rufplätze und Brutplätze müssen nicht identisch sein. Während das Weibchen brütet, lockt das Männchen weitere Weibchen durch Rufe an. Häufig wird der Rufplatz gewechselt, wobei später im Jahr rufende Männchen auch an Stellen anzutreffen sind, die offensichtlich ungeeignet für eine erfolgreiche Jungenaufzucht sind (z.B. auf abgeernteten Feldern).

- Der räumliche Aspekt ist bei den wenig brutortstreuen Wachtelkönigen von untergeordneter Bedeutung. Isoliert liegende Maßnahmenflächen werden jedoch später besiedelt als Maßnahmen in zusammenhängenden Verbreitungsgebieten. Auf Isolierten Flächen mit Einzelvorkommen können keine Rufergruppen gebildet werden, die die Wahrscheinlichkeit einer Anlockung von Weibchen erhöhen). Trotzdem kann es auch an solchen isolierten Orten zu erfolgreichen Bruten kommen (GÖTTE 2009).
- Die bedeutendsten Brutvorkommen des Wachtelkönigs in Nordrhein-Westfalen liegen in der Hellwegbörde, den Lippeauen und dem unteren Niederrhein. Bei Maßnahmen außerhalb dieser Großräume ist daher hinsichtlich einer Neuansiedlung von einem geringeren Erfolg auszugehen.

Sonstige Hinweise

- Einbindung von lokalen Fachleuten in die Maßnahmengestaltung und –durchführung (z. B. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e. V. für die Hellwegbörde, NWO für den Niederrhein).

Maßnahmen

1. Wiedervernässung von Feuchtgrünland (O1.1.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Intensiv genutztes, in der Regel zusätzlich stark gedüngtes Grünland eignet sich nicht für den Wachtelkönig, da die Vegetationsbestände zu dicht sind, d.h. der Raumwiderstand für die Jungenaufzucht zu hoch ist. Zudem fällt die Mahd solcher Flächen in den Brutzeitraum des Wachtelkönigs, so dass es zu direkten Verlusten durch Zerstörung der Nester und Ausmähen der Jungvögel kommt. Eine Wiedervernässung unterbindet die fortschreitende Mineralisation des Bodens.

Zur Förderung oder Wiederansiedlung des Wachtelkönigs in ehemaligen Feuchtgebieten sind somit in der Regel eine Wiedervernässung und Extensivierung der Nutzung von Flächen zielführend. Zur Vernässung können vorhandene Gräben geschlossen oder mit Stauanlagen versehen werden. Grundsätzlich darf nicht so stark vernässt werden, dass die Flächen nicht mehr bewirtschaftbar sind, da andernfalls die sich entwickelnden Brachen für den Wachtelkönig schon nach kurzer Zeit durch Verfilzung der Pflanzenbestände ungeeignet sind. Weiterhin sollen keine Überstauungen während der Brutzeit auftreten.
Die extensive Nutzung oder Pflege während der Brut- und Aufzuchtszeit schafft die Voraussetzung für die Ausbildung einer geeigneten Vegetationsstruktur und damit ein geeignetes Habitatmosaik als Lebensraum für den Wachtelkönig.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Das Gebiet muss die Voraussetzung bieten, eine erfolgreiche Wiedervernässung durchzuführen, d.h. eine Wasserhaltung durch Staumaßnahmen muss gewährleistet sein.
- Die Maßnahme sollte in ehemals vom Wachtelkönig besiedelten Gebieten oder in der Nachbarschaft aktueller Vorkommen umgesetzt werden.
- Betroffene Wachtelkönige in Grünlandgebieten (in der Regel keine Anwendung in ackergeprägten Landschaften).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.

- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland). Darüber hinaus sind für den Wachtelkönig folgende Aspekte zu beachten:
- Der Wachtelkönig benötigt zur Ansiedlung eine hohe, Deckung bietende Vegetation (mindestens 20 cm) und gleichzeitig einen geringen Raumwiderstand der Vegetation. Die Vegetationshöhe muss schon bei der Ankunft der Wachtelkönige im Mai vorhanden sein. Die Vegetation muss zugleich so locker entwickelt sein, dass die Fortbewegung der Jungvögel nicht behindert wird. Die Feuchtwiesen müssen jährlich nach der Jungenaufzucht und mindestens noch einmal im Herbst gemäht und das Mahdgut abtransportiert werden. Mit einer späten Mahd vor dem Winter wird die Voraussetzung für die lockere Vegetationsstruktur im nächsten Frühjahr geschaffen. Eine Mahd während der Brut- und Aufzuchtszeit ist problematisch, auf nährstoffreichen Standorten aber dennoch notwendig, um eine Verfilzung zu verhindern. Das Mahdregime muss den Bedürfnissen des Wachtelkönigs entsprechen (s. Entwicklung von extensivem Grünland).
    - Die Entwicklung der geeigneten Vegetationsstruktur durch angepasstes Mahdregime oder eine bis zum Abschluss der Jungenaufzucht sehr extensive Beweidung (maximal 1 Rind pro Hektar) mit dem Ziel eines Mosaiks aus Flächen mit höherer und niedrigerer Vegetation (PUCHSTEIN 1999). Nach Abschluss der Jungenaufzucht können die Flächen auch stärker beweidet werden, wobei die Vegetationsdecke jedoch nicht durch Tritt massiv geschädigt werden darf (Gefahr der Verbinsung und damit Brachfallen infolge von Nutzungsaufgabe).
    - Der angehobene Wasserstand trägt zur Entwicklung der geeigneten Vegetationsstrukturen bei. Überstauungen zur Brutzeit müssen allerdings vermieden werden.
- Die Brut- und Aufzuchtflächen müssen in Kontakt zu höherer Vegetation stehen (z.B. Hochstaudenfluren, Röhricht oder lineare Gebüschreihe an Grabenrändern), um besondere Versteckmöglichkeiten zu bieten (v.a. für den Zeitraum der Mauser).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Feuchtgrünlandflächen müssen zur dauerhaften Aufrechterhaltung der für die Jungenaufzucht des Wachtelkönigs geeigneten Vegetationsstruktur bewirtschaftet oder gepflegt werden. Sie können unter Berücksichtigung der Lebensraumansprüche des Wachtelkönigs gemäht oder beweidet werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die notwendigen Vegetationsstrukturen können bei auf den Zielzustand (hohe Vegetation mit geringem Raumwiderstand im Mai) gerichteter Bewirtschaftung und abhängig von dem Ausgangszustand der Fläche innerhalb von bis zu zwei Jahren erreicht werden.
- Die zeitliche Dauer bis zur erfolgreichen Besiedlung der Maßnahmenfläche durch Wachtelkönige ist abhängig von der Entfernung zu anderen besiedelten Gebieten und von den Bestandsschwankungen der Art. Der Wachtelkönig ist jedoch eine Art, die aufgrund ihrer Ökologie, ihrer Reproduktionsrate und ihres Zugverhaltens schnell auf positive Veränderungen in ihrem Habitat reagieren kann (HEER et al. 2000), daher erscheint eine Wirksamkeit innerhalb von bis zu 5 Jahren erreichbar.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die starken Schwankungen der Bestände und Vorkommen in den letzten Jahrzehnten erschweren die Auswertung von Monitoringdaten und der Erfolgskontrolle von Maßnahmen. Die benötigten Strukturen sind bei optimaler Bewirtschaftung kurzfristig entwickelbar.
- Die Maßnahmen finden sich in vergleichbarer Form in nationalen Aktionsplänen (HEER et al. 2000), werden europaweit umgesetzt (KOFFIJBERG & SCHÄFFER 2006) und wurden auf ihren Erfolg hin untersucht (z.B. GERRITSEN et al. 2004). BERNDT et al. (2003) berichten, dass wiedervernässte Niederungswiesen recht schnell

besiedelt werden und verweisen auf mehrere Beispiele in Schleswig-Holstein. Aufgrund der großen Mobilität und des schnellen Habitatwechsels kann der Wachtelkönig schnell auf positive Veränderungen in seinem Habitat reagieren.

- Bei Betroffenheit von regelmäßigen Schwerpunktvorkommen (Rufergruppen) ist ein populationsbezogenes Monitoring durchzuführen, ansonsten ein maßnahmenbezogenes Monitoring (Wiedervernässung ist im Regelfall eine planungsaufwändige Maßnahme.)

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☐
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☒
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von extensivem Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Durch Extensivierung von bisher intensiv genutztem Grünland und / oder durch Wiederaufnahme einer extensiven Grünlandnutzung auf brachgefallenen Flächen werden für den Wachtelkönig Optimierungsmaßnahmen im Grünland durchgeführt.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland, Mosaikmahd). Bei einer Beweidung ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
    - Mosaikartige Mahd durch versetzte Mahdtermine und kleinparzellige Mahd lässt der Art stets Ausweichflächen. Die Abfolge der Mahd sollte auf die tatsächliche Besiedlung durch den Wachtelkönig abgestimmt sein. Die Flächen werden durch zwei nächtliche Kartierungen Ende Mai und Anfang Juni auf eine aktuelle Besiedlung durch Wachtelkönige untersucht. Flächen mit rufenden Wachtelkönigen dürfen erst am dem 16. August gemäht werden. Dazu zählen der nachgewiesene Rufstandort und ein 200 m Puffer um den Standort. Flächen, auf denen keine Wachtelkönige nachgewiesen wurden, können sofort gemäht werden. Die Mahd muss dabei zeitnah erfolgen, um eine zwischenzeitliche

Ansiedlung zu vermeiden. Die Flächen sollen von innen nach außen gemäht werden, um den Tieren das Ausweichen zu ermöglichen. Falls es nicht möglich ist, vom Zentrum nach außen zu mähen, so muss langsam geschnitten werden und genügend große Rückzugsflächen (mindestens 15 m²) müssen ausgespart werden. Durch die Mahd in eine Richtung (ohne Einkreisen der Restfläche) und Belassen von Randstreifen kann die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungvögeln erhöht werden (BROYER 2003, KOFFIJBERG & NIENHUIS 2003, TYLER et al. 1998).

  - Beweidung: Bis zum Abschluss der Jungenaufzucht darf jedoch maximal eine Großvieheinheit pro Hektar aufgetrieben werden (optimal geeignet sind Mutterkühe oder Rinder, während Jungviehherden hingegen aufgrund ihres „ungestümen Verhaltens" eher nicht geeignet sind). Nach dem Abschluss der Aufzuchtzeit (spätestens ab 16. August) können die Flächen auch stärker beweidet werden, wobei die Vegetationsdecke jedoch nicht durch Tritt massiv geschädigt werden darf (Gefahr der Verbinsung und damit Brachfallen infolge von Nutzungsaufgabe).
  - Genaue Darstellungen der oben genannten Methoden mit Abbildungen bei HEER et al. (2000).

- Die Brut- und Aufzuchtflächen müssen in Kontakt zu höherer Vegetation stehen (z.B. Hochstaudenfluren, Röhricht oder lineare Gebüschreihe an Grabenrändern), um die notwendigen Versteckmöglichkeiten insbesondere während der Mauser zu bieten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Flächen werden weiterhin landwirtschaftlich genutzt oder gepflegt. Das Mahdregime bzw. die Beweidungsvorgaben müssen grundsätzlich eingehalten werden. Ein Wechsel zu einer anderen Maßnahme innerhalb der oben beschriebenen Varianten (Mahd, Beweidung) ist grundsätzlich möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. In bereits besiedelten Gebieten kann die Extensivierung der Nutzung schon in der nächsten Brutperiode zum Erfolg führen, da die Verluste von Nestern und Jungvögeln erheblich reduziert werden bzw. die Flächen zur Jungenaufzucht erweitert werden.

- Wachtelkönige nehmen neu entstandene Habitate rasch an in Abhängigkeit von den Bestandsschwankungen der Art. Ein Ausweichen auf neue Standorte gehört zu dem natürlichen Verhaltensrepertoire der Art.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahmen finden sich in nationalen Aktionsplänen (HEER et al. 2000), werden europaweit umgesetzt und wurden auf ihren Erfolg hin untersucht (z.B. GERRITSEN et al. 2004).

- Bei Betroffenheit von regelmäßigen Schwerpunktvorkommen (Rufergruppen) ist ein populationsbezogenes Monitoring durchzuführen, ansonsten ein maßnahmenbezogenes Monitoring.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☒
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Habitaten im Acker (O2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Während in Mitteleuropa Mähwiesen deutlich bevorzugt werden, befindet sich ein Schwerpunkt des Bestandes von Nordrhein-Westfalen auf Ackerflächen in der Hellwegbörde (MÜLLER 2000). Bei Vorkommen / Betroffenheit von Wachtelkönigen in ackergeprägten Gebieten werden für die Art verschiedene Optimierungsmaßnahmen im Acker durchgeführt.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Idealerweise Vorhandensein von Ausweichflächen in enger räumlicher Verzahnung (vorhandene Gebüsche oder Röhrichte zwischen den Ackerflächen, z. B. an Gräben).
- Die Maßnahme ist auf möglichst mageren Standorten umzusetzen, keine wüchsigen Standorte (oder vorige Ausmagerungsphase).
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Grundsätzlich gelten die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz (LANUV 2010, S. 15) beschriebenen „Maßnahmen zum Schutz des Wachtelkönigs“ (Paket 4024, 4025, 4042, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten) für die Kreise Soest, Unna, Paderborn und die Stadt Hagen (darüber hinaus nur Einzelfallbetrachtung).
- Durch die Ernte in eine Richtung (ohne Einkreisen der Restfläche) und Belassen von Randstreifen kann die Überlebenswahrscheinlichkeit von Jungvögeln erhöht werden (BROYER 2003, KOFFIJBERG & NIENHUIS 2003, TYLER et al. 1998).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Flächen – bis auf Randstreifen – werden weiterhin je nach der bestellten Frucht landwirtschaftlich genutzt.
- Die Randstreifen werden im Herbst nach Abwanderung der Wachtelkönige gemäht oder umgebrochen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation bzw. innerhalb der nächsten Brutperiode wirksam (bei voriger Ausmagerung ggf. längere Wirksamkeitsdauer beachten). Wachtelkönige nehmen neu entstandene Habitate rasch an in Abhängigkeit von den Bestandsschwankungen der Art. Ein Ausweichen auf neue Standorte gehört zu dem natürlichen Verhaltensrepertoire der Art.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahmen sind an die aktuelle Situation des Hauptverbreitungsgebiets des Wachtelkönigs in Nordrhein-Westfalen, der Hellwegbörde, angepasst. Die Besiedlung in diesem Gebiet hat eine lange Tradition. Die Prognosesicherheit für die Maßnahmen ist daher hoch.

- Bei Betroffenheit von regelmäßigen Schwerpunktvorkommen (Rufergruppen) ist ein populationsbezogenes Monitoring durchzuführen, ansonsten ein maßnahmenbezogenes Monitoring: Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.).

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☒
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Wachtelkönig bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten.

Quellen:

Bauer, H.G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Band 1, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.

Bernd, R.K.; Koop, B.; Struwe-Juhl, B. (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.

Broyer, J. (2003): Unmown refuge areas and their influence on the survival of grassland birds in the Saône valley (France). Biodiversity and Conservation 12: 1219-1237.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.

Gerritsen, G.J. Koffijberg, K.; Voskamp, P. (2004): Beschermingsplan Kwartelkoning. Rapport EC-LNV Nr. 271. Bureau Gerritsen Zwolle en SOVON Vogelonderzoek Nederland onder supervisie van Vogelbescherming Nederland in opdracht van het Expertisecentrum LNV van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.

Götte, R. (2009): Brutnachweis des Wachtelkönigs Crex crex im Hochsauerlandkreis. Charadrius 45: 225-226.

Her, L.; Maumary, L.; Laesser, J.; Müller, W. (2000): Artenschutzprogramm Wachtelkönig in der Schweiz: Bestand, Ökologie, Lagebeurteilung und Schutzmassnahmen. Schweizer Vogelschutz SVS – BirdLife Switzerland, Zürich, 99 S.

Helmecke, A. (2000): Raum- und Habitatnutzung des Wachtelkönigs (*Crex crex* L.) im Unteren Odertal. MsC Thesis, Humboldt-University Berlin.

Hölzinger, J.; Boschert, M. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.2: Nicht-Singvögel 2. Tetraonidae (Rauhfußhühner) – Alcidae (Alken). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, 880 S.

Joest, R. (2009): Bestand, Habitatwahl und Schutz des Wachtelkönigs im Europäischen Vogelschutzgebiet Hellwegbörde in den Jahren 2007 und 2008. Jahresbericht 2008, ABU, Soest, Bad Sassendorf Lohne.

Koffijberg, K. & J. Nienhuis (2003): Kwartelkoningen in het Oldambt een onderzoek naar de populatiedynamiek, habitatkeuze en mogelijkheden tot beschermingsmaatregelen in akkers. SOVON-onderzoeksrapport 2003/04. SOVON Vogelonderzoek Nederland/Provincie Groningen, Groningen.

Koffiberg, K.; Schäffer, N. (2006): International Single Species Action Plan for the Conservation of the Corncrake *Crex crex*. CMS Technical Series No. 14 & AEWA Technical Series No. 9. Bonn, Germany.

Müller, A. (2000): Wachtelkönige zwischen Lippe und Haar. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz (ABU) im Kreis Soest e.V. 24. Jahrgang, Heft 2.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Puchstein, K.. (1999): Weideland als Habitat des Wachtelkönigs (*Crex crex*)!- eine Schutzalternative? Corax 18: 42-58.

Schäffer, N. (1999): Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tüpfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex*. Ökologie der Vögel 21: 1-267.

Tyler G. A., Green, R.E. & C. Casey (1998): Survival and behaviour of Corncrake Crex crex chicks during the mowing of agricultural grassland. Bird Study 45: 35-50.

Taylor, B.; van Perlo, B. (1998): Rails – A Guide to the Rails, Crakes, Gallinules and Coots of the World. Pica Press, Sussex, 600 S.

Waldkauz *Strix aluco* ID 66

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Der Waldkauz brütet in Baumhöhlen und Nistkästen, aber auch in ungestörten Winkeln in Gebäuden (Dachböden, Kirchtürme, Scheunen etc.), seltener auf Greifvogel- und Rabenkrähenhorsten, in Erdhöhlen oder auf dem Waldboden (WEIßENBORN in NWO 2002, S. 141). Der Brutplatz wird oft über mehrere Jahre lang beibehalten. Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung der Nisthöhle statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher die Nistnische / Nistkasten / Baumhöhle und eine störungsarme Umgebung von bis zu 100m verstanden (bei Gebäudebrütern nur die Nische oder der Nistkasten). Eine konkrete Abgrenzung essenzieller Nahrungshabitate ist für den Waldkauz in der Regel aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Habitattypen nicht erforderlich.

Ruhestätte: Der Waldkauz nutzt als Tagesruheplatz dichte Baumkronen, Höhlen und Nischen in Bäumen und Gebäuden mit Nischen im Umfeld des Brutplatzes. Diese Strukturen sind in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Die Ruhestätte weiterer einzelner Individuen oder von Nichtbrütern ist in der Regel unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geräumige Baumhöhlen oder andere höhlenartige Strukturen (z. B. in Gebäuden) mit angrenzenden Tagesruheplätzen (oft in Nadelgehölzen).
- Alte Laub- und Mischwälder mit offenen Bodenflächen (nachteilig sind z.B. eutrophierte Waldböden mit dichten Brennnessel- oder Brombeerbeständen), Grenzlinienhabitate für die Nahrungssuche, reich strukturierte Kulturlandschaft mit einem Mosaik aus Gehölzen (Altholzbestände) und Offenland.
- Alte Kopfbaumbestände mit entsprechenden Höhlen

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

1. Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht (W1.1) / Erhöhung des Erntealters (W1.4))

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldkäuze brüten natürlicherweise in Baumhöhlen. Altholzbestände werden weiterhin auch als Nahrungshabitat genutzt. In als Brut- und / oder Nahrungshabitat optimal geeigneten Gehölzbeständen werden für den Waldkauz Flächen gesichert, um insbesondere in Landschaften, wo die entsprechenden Habitate limitierender Faktor sind, ein Angebot dieser Strukturen zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Gehölzbestand mit für den Waldkauz geeigneten potenziellen Brutbäumen, d. h. Vorkommen von primären oder durch z.B. Schwarzspechte geschaffenen Baumhöhlen. Alternativ kann die Maßnahme mit der Anlage von Nistkästen kombiniert werden (Anbringen von Nistkästen).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte pro Brutpaar: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung der Erntezeit (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Die Maßnahme ist ggf. mit dem Aufhängen von Nistkästen kombinierbar (Anbringen von Nistkästen).
- Markierung und Sicherung der (potenziellen) Höhlenbäume. Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den Höhlenbäumen.
- Erhalt und Pflege des lichten, strukturierten Altholzbestandes (Nahrungshabitat des Waldkauzes).
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

- Bei Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume mit Höhlen nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Waldkauz tritt als Fressfeind u. a. von Raufußkauz, Sperlingskauz und Steinkauz auf. In der Nähe (< etwa 300 m) von Brutvorkommen dieser Arten ist auf die Förderung des Waldkauzes in der Regel zu verzichten

(BAUER et al. 2005 S. 726, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 243, MELDE 1989 S. 91).

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Die Maßnahme wird z. B. von BAUER et al. (2005 S. 726) und LWF (2009 S. 21) genannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Von der Artökologie her erscheint es jedoch plausibel, dass Waldkäuze bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anbringen von Nistkästen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Waldkauz brütet in Höhlen. An geeigneten Standorten ohne natürliche Nisthöhlen (z. B. altholzarme Wälder) werden bei Betroffenheit von Brutstätten künstliche Nisthilfen für den Waldkauz angebracht.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.

- Im Umfeld bis ca. 100 m Vorkommen von deckungsreichen Tageseinständen (Baumgruppen) und

Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Mind. 3 Nisthilfen. Artspezifischer Höhlenkasten mit Bodenfläche Durchmesser mind. 25 cm bei runden Höhlen, bei Kästen 20 x 30 cm; Fluglochdurchmesser > 11 x 12 cm, Bruthöhle mit grobem Sägemehl, Hobelspänen oder Gehölzhäckselgut als Unterlage für die Eier, Aufhänge-Höhe > 4 m (JUNKER-BORNHOLDT et al. 2001, S. 75, STEINBACH 1990, S. 33),
- Die Maßnahme ist ggf. mit der Entwicklung bzw. dem Erhalt höhlenreicher Altholzbestände kombinierbar (Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters).
- Gewährleistung von Störungsarmut insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (Januar bis Juni).
- Vor Maßnahmendurchführung ist zu prüfen, ob im Umfeld eine Betreuung von (anderen) Waldkauzkästen durch Lokalbetreuer stattfindet. Das Aufhängen der Kästen ist dann ggf. mit den Lokalbetreuern abzustimmen und von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflegedauer: Die Nisthilfen müssen so lange funktionsfähig bleiben, bis ein Ausweichen auf natürlich entstandene Höhlen möglich ist. Da eine Besetzung von Kästen auch durch andere Arten möglich ist, die Nistmaterial eintragen, ist eine Entleerung einmal jährlich im Herbst vorzusehen, insbesondere wenn Dohlen, Hohltauben, Eichhörnchen, Hornissen- oder Wespen den Kasten zubauen und verstopfen. Nach der Entleerung Einbringen von grobem Sägemehl, Hobelspänen oder Gehölzhäckselgut oder einen Teil des Nistmulms im Kasten belassen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Waldkauz tritt als Fressfeind von kleineren Eulenarten wie Rauhfußkauz, Sperlingskauz und Steinkauz auf. In der Nähe (< etwa 300 m) von Brutvorkommen dieser Arten ist auf das Anbringen von Nistkästen für den Waldkauz zu verzichten (BAUER et al. 2005 S. 726, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 243, MELDE 1989 S. 91).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Käuzen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Nistkästen sind kurzfristig einsetzbar. Die Annahme von Nistkästen durch den Waldkauz ist zahlreich belegt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 592, MEBS & SCHERZINGER 2000, S. 231). Widersprüchliche Erkenntnisse liegen nicht vor, z. B. kann sich der Waldkauz meist gegenüber Nistplatzkonkurrenten durchsetzen. Probleme kann es mit dominanten Dohlen geben.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist der Waldkauz auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Weiterhin stellen v. a. in schlechten Mäusejahren Regenwürmer eine wichtige Nahrungsquelle bereit. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Waldkauzes ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann bereits durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen. Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von

Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode je nach Wüchsigkeit ca. alle 2 bis 4 Wochen gemäht werden. (Mahdturnus zum Vergleich: 10-30 Tage Steinkauz, 2-4 Wochen Waldohreule, 3-5 Wochen Schleiereule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfang kurze Vegetation.)

- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, um ggf. junge Gehölzanpflanzungen im Umfeld vor Schäden zu bewahren, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle > 2 m Höhe) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.
- Idealerweise werden unbefestigte Feldwege mit geringer Störungsfrequenz in die Maßnahme einbezogen. Bei gering frequentierten Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht des Waldkauzes (Beginn Vegetationsperiode bis Juni) bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor. Von der Artökologie her erscheint die Maßnahme jedoch plausibel.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Waldkauz stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters: Nutzungsverzicht ist gegenüber Erhöhung des Erntealters zu favorisieren. Ebenso ist ein flächiger Schutz gegenüber dem Schutz von Einzelbäumen zu favorisieren.
- Anbringen von Nistkästen: geringe Priorität
- Im Verhältnis zu Erhalt höhlenreicher Altholzbestände (Nutzungsverzicht/ Erhöhung des Erntealters (Waldkäuze im Wald) ist die Entwicklung von Nahrungshabitaten: Anlage von Extensiv-Grünland bei betroffenen Waldkäuzen im strukturierten Offenland, z. B. an Ortsrändern, zu favorisieren.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang).

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Junker-Bornholdt, R.; Schmidt, K.-H.; Richarz, K. (2001): Traditionelle Artenhilfsmaßnahmen. In Richarz, K.; Bezzel, E.; Hormann, M. (Hrsg.): Taschenbuch für Vogelschutz. Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 63-83.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf. Abruf 7.6.2011.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011.

Mebs, T.; Scherzinger, W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 396 S.

Melde, M. (1989): Der Waldkauz Strix aluco. Die Neue Brehm-Bücherei Band 564, 2. Auflage. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 104 S.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Steinbach, G. (1990, Hrsg.): Wir tun was für Greifvögel und Eulen. Kosmos-Verlag, Stuttgart, 36 S.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.

Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix ID* 67

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Waldlaubsänger brüten in Bodennestern in Wäldern (Neststandorte in Westfalen nach LOSKE 1985: 42 % im Laubstreu, 58 % an Bulten oder Stauden innerhalb der Krautschicht). Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Eine Ortstreue kann teilweise vorhanden sein; eine Reviertreue i. e. S. besteht aber nicht (HERREMANS 1993, LIPPEK 2009, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1209, 1219). Das Fortpflanzungsverhalten ist kompliziert, ein Männchen kann mehrere Reviere mit je einem Weibchen verteidigen. Als Fortpflanzungsstätte wird das Männchen-Revier abgegrenzt. Ruhestätte: Waldlaubsänger ruhen im Nest oder in den angrenzenden Gehölzen. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Waldlaubsänger ist Brutvogel im Waldesinneren. Wichtige Habitatelemente sind
  - ein weitgehend geschlossenes Kronendach von mind. 8-10 m hohen Bäumen für die Nahrungssuche (Insekten und Spinnen),
  - unterhalb des Kronendaches der Altbäume zum einen ausreichend Freiraum für die Singflüge,
  - unterhalb des Kronendaches im Bereich bis 4 (6) m zum anderen eine Strukturierung durch wenig belaubte Zweige oder Äste von Altbäumen, jungen Bäumen (Stangenholz) oder hohen Sträuchern als Singwarten und Anfluggäste für das Bodennest,
  - für die Nestanlage am Boden geeignete Strukturen (in oder unter Gras- und Krautbüscheln, an kleinen Sträuchern, Baumwurzeln, Bodenvertiefungen).
- Zur Ankunftszeit aus dem Winterquartier sind die Wälder lichterfüllt, zur Zeit von Brut und Jungenaufzucht dann schattig. Flaches Gelände, Kuppen- und sanfte bis mäßig steile Hanglagen werden gleichermaßen besiedelt, am seltensten sind nordexponierte Reviere. Der Deckungsgrad von Baumschichten beträgt im Laubwald 80-90 %, im Misch- und Nadelwald 60–80%. Der Deckungsgrad von unterer Baum- und/oder Strauchschicht beträgt zwischen 0 % (sofern die Baumschicht mit tief sitzenden Zweigen noch Warten bietet) bis 25 % (ausnahmsweise bis 70 %). Der Deckungsgrad der Krautschicht beträgt zwischen 0% (bei entsprechender Falllaubschicht und gewisser Strukturierung des Bodens für die Anlage des Nestes) und 25 % (-50 %). Optimal scheinen Naturwälder oder ungleichaltrig aufgebaute naturnahe Wirtschaftswälder. Ähnlich geeignet können in Wäldern mit Abteilungen verschiedener Altersklassen alte Stangenholz- und junge Baumholzstadien, aber auch die (infolge der Randlage reicher strukturierten) Grenzen zwischen Waldtypen oder verschiedenaltrigen Beständen sein. Jungwüchse und dichte Stangenhölzer, aber auch Altholzbestände vom Hallenwaldtyp sind für den Waldlaubsänger unbewohnbar, und auch stark gelichtete Altbestände werden gemieden (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215; ähnlich bei HILLIG 2009).
- QUELLE & LEMKE (1988) fassen die Habitatansprüche des Waldlaubsängers für Westfalen anhand der Daten von 1.900 Revieren wie folgt zusammen: Genügend Äste in < 3 m Höhe, die als Sitz- und Singwarten genutzt werden, Strukturreichtum (Mischung aus verschieden alten Bäumen, Auflockerungen durch Wege oder Lichtungen), Deckung der Baumschicht bei 60-80 % mit schwach ausgeprägter Strauchschicht. Altersklassenwälder werden gemieden.
  - REINHARDT & BAUER (2009 S. 36) beschreiben für den Bodenseeraum günstige Brutbedingungen wie folgt: „Geringe Deckung bietende Schicht krautiger Pflanzen (30-40 %) mit ausreichend Gräsern und toten Ästen als potenzielle Neststandorte. Strukturierung durch tief beastete Bäume und Bäume der Klasse Stangenholz im Unterstand unter dem Kronendach eines geschlossenen Bestandes, jedoch mit genügend Freiraum für Singflüge. Strauchschicht schwach ausgeprägt.“

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Das Nest wird am Boden in Grasbereichen angelegt und jedes Jahr neu gebaut. Die Mehrzahl der Waldlaubsänger lebt in monogamer Saisonehe, ca. 30-60 % der Männchen einer Population können jedoch auch 2-3 räumlich benachbarte Reviere besetzen mit jeweils einem Weibchen. Eine Ortstreue kann teilweise vorhanden sein; eine besondere Reviertreue besteht aber nicht (BAUER et al. 2005, LIPPEK 2009, HERREMANS 1993, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1209, 1219).
- Von offenem Land umgebene Waldparzellen von < 10 ha werden auch bei struktureller Eignung kaum besiedelt (BAUER et al. 2005, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991). Waldlaubsänger siedeln sich bevorzugt als Cluster oder Kette in der Nähe vorhandener Reviere an, da die Weibchen offenbar die Männchen in solchen Häufungen bevorzugen (bzw. die Anlockwahrscheinlichkeit größer ist) und es hier zu einer erhöhten Verpaarungsrate kommt (HERREMANS 1993).

Sonstige Hinweise:

- Möglicherweise hängt das Verteilungsmuster in einem Jahr von der Erstbesiedlung durch die Rückkehrer aus dem Winterquartier zusammen, die dann auf weitere Rückkehrer eine anziehende Wirkung ausüben (HERREMANS 1993 S. 14, 22). Entsprechend kann die räumliche Verteilung in grundsätzlich geeigneten Habitaten von Jahr zu Jahr stark schwanken. Offenbar besteht seit jüngerer Zeit eine Gefährdung durch „Überalterung“ der Waldbestände (fehlende Strukturierung in Altbeständen, REINHARDT & BAUER 2009 S. 34 f.).

Maßnahmen

1. Umwandlung monoton gleichaltriger Bestände in strukturreiche ungleichaltrige Bestände (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Waldlaubsänger brütet in strukturierten Wäldern mit einem bestimmten Verhältnis von Krautschicht, Strauchschicht und Baumschicht. In der Maßnahme werden entsprechende Habitate entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Idealerweise angrenzend an bestehende Waldlaubsängerreviere. Größe der Waldfläche, in der die Maßnahme liegt, mind. (10-) 20 ha (Flächen < 10 ha werden auch bei Eignung kaum besiedelt, s. o.).
- Idealerweise Flächen mit südlicher, südwestlicher oder westlicher Exposition, ungünstig sind nordexponierte Standorte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215, STIEBEL 1997).
- Bestände mit einer ausgeprägten oberen Baumschicht (Höhe der Bäume mind. 10 m) und einem weitgehend geschlossenen Kronendach (Laubwald: Deckungsgrad > 80 %, Mischwald: Deckungsgrad > 60 % nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215.)

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Anpassung des Deckungsgrades der Krautschicht: Waldlaubsänger bevorzugen kleine krautige Flächen zur Anlage ihrer Bodennester, meiden jedoch vollständig krautbestandene Wälder (HILLIG 2009, REINHARDT &

BAUER 2009, STIEBEL 1997). Die Deckung der Krautschicht soll daher ca. 10 bis 25 % betragen (s. o.), insbesondere in Form kleiner Grasinseln oder -büscheln. In der Maßnahme wird die Krautschicht bei aktuell ungünstiger Ausprägung entweder aufgelichtet (bei > 50 % Deckung) oder es werden kleine Lücken geschaffen, in denen sich ein entsprechender krautiger Bewuchs ansiedeln kann.

- Strukturierung der Strauch- und unteren Baumschicht: Der Waldlaubsänger bevorzugt Wälder mit einer Strukturierung durch Äste oder Stangenholz im Bereich bis 4 (-6) m (REINHARDT & BAUER 2009, STIEBEL 1997) unter dem Kronendach eines Altbestandes. Diese Strukturen sind für die Art als Singwarte und Anflugwarte für das Bodennest von Bedeutung (REINHARDT & BAUER 2009, HILLIG 1997). Bereiche mit flächenhaft ausgeprägter Strauchschicht, unterer Baumschicht oder Naturverjüngung bis ca. 6 m Höhe sind wenig geeignet, weil dadurch der Zugang zum Nest am Boden erschwert wird (RHEINHARDT & BAUER 2009). In der Maßnahme werden bei Durchforstungen die Strauch- und untere Baumschicht bis auf ca. 25 % aufgelichtet. Einzelne Nadelbäume oder Nadelholzgruppen in Laubbeständen sind dabei zu erhalten (und umgekehrt), da von diesen Elementen für den Waldlaubsänger – wahrscheinlich aufgrund ihrer Struktur – eine anziehende Wirkung ausgeht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1216, HILLIG 2009 S. 89). Bei Fehlen von Unterwuchs kann durch Auflichtung und Aufkommen von Naturverjüngung oder Unterpflanzung mittelfristig eine geeignete Strukturierung geschaffen werden.

- Strukturierung der oberen Baumschicht: Bei vollständig geschlossenem Kronendach kann eine geringe Auflichtung durchgeführt werden (Zielwerte Laubwald: Deckungsgrad 80-90 %, Mischwald: Deckungsgrad 60-80 % nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1215.), bspw. zur Förderung kleiner krautiger Flächen am Waldboden.

- Um langfristig die Habitatansprüche des Waldlaubsängers zu erfüllen, kann bei Altersklassenbeständen eine räumliche Rotation der Maßnahmenfläche über eine größere Grundfläche hinweg erforderlich sein (da z. B. alte Hallenwaldbestände ungeeignet sind). Geeigneter ist eine Bewirtschaftung des Waldes als Mosaik aus verschiedenen Entwicklungsstufen, Altersklassen, Baumarten und Sonderbiotopen. Erreicht werden können solche Strukturen durch Einzelbaumentnahmen, sowie durch Belassen von älteren Bäumen und Totholz im Bestand. Auf diese Weise wird ein Wechsel aus lückigen bis dichteren Beständen mit offenen Bodenbereichen für die Anlage des Nestes geschaffen. Durch die unterschiedlichen Altersklassen der Bäume existieren im Stammraum genügend Äste als Singwarten und Anfluggäste für den Waldlaubsänger (HILLIG 2009 S. 89).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Pflegemaßnahmen sind darauf auszurichten, dass ein permanentes Angebot der oben beschriebenen Strukturen gewährleistet ist.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Flächenauswahl: Vor dem Hintergrund starker Prädation durch Kleinnager Meidung von Waldbereichen bei hohem Mäusebesatz (WESOLOWSKI et al. 2009).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Je nach Ausgangsbestand und waldbaulicher Umsetzung:

- Maßnahmen zur Auflichtung bei starkem flächenhaftem Unterwuchs der Kraut-, Strauch- und unteren Baumschicht sind sofort bzw. in der nächsten Brutperiode wirksam (die Struktur besteht unmittelbar nach dem Eingriff).

- Bei fehlender Krautschicht muss für Maßnahmen zur Förderung von Kräutern (z. B. durch Auflichtung beschattender Gehölze) mit einer Entwicklungszeit von bis zu 2 Jahren angenommen werden (Aufkommen krautiger Pflanzen).

- Bei fehlender und zu geringer Strukturierung durch Sitzwarten im Bereich bis 4 (6) m ist für eine Wirksamkeit

(Aufwachsen von Gehölzen aus der Krautschicht, Naturverjüngung, Anpflanzungen) in der Regel ein Zeitraum von > 10 Jahren anzunehmen aufgrund des langsamen Gehölzwachstums. Bei vorhandenen, niedrigen Gehölzen insbesondere bei hoher Wüchsigkeit der Arten / des Standortes kann auch eine Zeitspanne von 5-10 Jahre ausreichen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche des Waldlaubsängers sind grundsätzlich gut bekannt und detailliert beschrieben (z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1991 S. 1214, HILLIG 2009, REINHARDT 2003, REINHARDT & BAUER 2009, STIEBEL 1997)
- Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren (z. B. Witterung, Nahrungsangebot: BAUER et al. 2005 S. 175; Anlockeffekte beim Eintreffen der Männchen: HERREMANS 1993) abhängt. Habitatveränderungen in den Wäldern gelten jedoch als eine wesentliche Rückgangsursache für den Waldlaubsänger. Die o. g. Maßnahmen orientieren sich an den bekannten Habitatansprüchen des Waldlaubsängers und werden vom Typ her von BAUER et al. (2005 S. 176) und HILLIG 2009 S. 88 empfohlen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Allerdings bestehen Unsicherheiten in der konkreten Steuerbarkeit des Zielzustandes (z. B. Steuerung der Bodendeckung von Strauch- und Krautschicht). Daher und aufgrund fehlender Erfahrungen in der Umsetzung als konkrete Maßnahme für den Waldlaubsänger besteht nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011, Recklinghausen) lediglich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☐	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

Fazit: Je nach Ausgangsbestand können Maßnahmen für den Waldlaubsänger grundsätzlich kurz- oder mittelfristig wirksam werden. Da keine Erfahrungen zur Wirksamkeit von Maßnahmen für die Art vorliegen und der Zielzustand wahrscheinlich schwer steuerbar ist, ist ein Monitoring erforderlich.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12 / 2. Passeriformes (3. Teil): Sylviidae - Grasmücken, Laubsänger, Goldhähnchen. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 627-1460.

Herremans, M. (1993): Clustering of territories in the Wood Warbler Phylloscopus sibilatrix. Bird Study 40: 12 - 23.

Hillig, F. (2009): Verursachen Veränderungen im Brutgebiet den Bestandsrückgang des Waldlaubsängers (Phylloscopus sibilatrix)? Eine Untersuchung im Schwalm-Eder Kreis (Hessen) unter Berücksichtigung von Bruterfolg und Habitatveränderung. Diplomarbeit Fachhochschule Osnabrück.

Lippek, W. (2009): Zur Brutbiologie und Ortstreue des Waldlaubsängers Phylloscopus sibilatrix in Westfalen-Lippe. Vogelwelt 130: 165-174.

Loske, K.-H. (1985): Notizen zur Biometrie, Brutbiologie und Ökologie des Waldlaubsängers (Phylloscopus sibilatrix) in Mittelwestfalen. Charadrius 21: 116-123.

Quelle, M. & W. Lemke (1988): Strukturanalyse von Waldlaubsängerrevieren (Phylloscopus sibilatrix) in Westfalen. Charadrius 24: 196-213.

Reinhardt, A. (2003): Habitatwahl und Brutbiologie beim Waldlaubsänger (Phylloscopus sibilatrix) im Bodenseegebiet im Hinblick auf den derzeitigen Bestandsrückgang. Diplomarbeit Universität Konstanz, 67 S. + Anhang. www.ub.uni-konstanz.de/kops/volltexte/2004/1177/pdf/Diplomarbeit_Arno_Reinhardt.pdf

Reinhardt, A.; Bauer, H.-G. (2009): Analyse des starken Bestandsrückgangs beim Waldlaubsänger Phylloscopus sibilatrix im Bodenseegebiet. Vogelwarte 47: 23-39.

Stiebel, H. (1997): Zur Habitatwahl und Siedlungsdichte des Waldlaubsängers (Phylloscopus sibilatrix) im nördlichen Kellerwald. Vogelkundliche Hefte Edertal 23: 83-91.

Wesolowski, T.; Rowinski, P.; Maziarz, M. (2009): Wood Warbler Phylloscopus sibilatrix: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds? Bird Study 56: 26-33

Waldohreule *Asio otus* ID 68

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Als Fortpflanzungsstätte wird das Nisthabitat (strukturell geeignete Gehölze) um den nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum abgegrenzt. Waldohreulen bauen keine eigenen Horste, sondern nutzen die Nester von Krähenvögeln, Greifvögeln, seltener von Tauben, Eichhörnchenkobel oder brüten in morschen Astgabeln ohne Nest. Waldohreulen brüten zwar oft über Jahre im selben Gebiet (reviertreu), wechseln aber häufig den Horst (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 403). Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Horstbaumes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölze mit vorhandenen Horsten, meist Krähen- und Elsternnester) im Umkreis von bis zu 100 m um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Eine Abgrenzung essenzieller Nahrungshabitate ist für die Waldohreule in der Regel aufgrund ihres großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen nicht erforderlich.

Ruhestätte: Neben dem Horstbaum gehören die nahe gelegenen Tageseinstände zur Ruhestätte. Als Tageseinstände dienen idealerweise windgeschützte, Deckung bietende Bäume, vor allem Koniferen in sonniger Lage. Entsprechende Gehölzbestände sind in der Regel in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Im Winter bildet die Waldohreule oft traditionelle Schlafplatzgesellschaften in Baumgruppen oft innerhalb menschlicher Siedlungen, die mit den für die Schlafplatzgesellschaft essenziellen Nahrungshabitaten als Ruhestätte abgegrenzt werden.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geeignete Nester / Horste anderer Arten (v. a. Rabenvögel, Greifvögel und Tauben, da Waldohreulen keine eigenen Nester bauen. Tageseinstände liegen idealerweise in windgeschützter, sonniger Lage mit Deckung und Schutz bietenden Nadelbäumen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 401).
- Entgegen ihres Namens ist die Waldohreule in NRW mehr ein Bewohner der halboffenen strukturierten Kulturlandschaft. Bevorzugte Habitate sind Waldrandlagen, Feldgehölze, Baumgruppen, Hecken und Einzelbäume, mitunter auch Friedhöfe und Grünanlagen im Siedlungsbereich (JÖBGES in SUDMANN et al. 2012, MILDENBERGER 1984; S: 77, WEIßENBAUM in NWO 2002, S. 142f),
- Nahrungshabitate: Wälder mit größeren Lichtungen, Waldrandlagen, Feldgehölze, breite und hohe, oft dornenreiche Hecken etc. in Kombination mit offenen Flächen mit Wühlmausvorkommen (Grünland, Brachen etc.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Für die Waldohreule als Art, die hohe Winterverluste erleiden kann (BAUER et al. 2005, S. 712; MILDENBERGER 1984, S. 76), ist die Nahrungsversorgung im Winterhalbjahr (schneereiche, kalte Winter) bedeutsam. Dann haben Vögel als Nahrungsquelle eine wichtige Bedeutung. Neben Maßnahmen, die das Samenangebot z. B. für Finken, Sperlinge und Ammern erhöhen (Maßnahme Grünlandextensivierung, Entwicklung von Extensivacker und Brachen), wirken hier auch Strukturen positiv, die als Übernachtungsplätze für Kleinvögel geeignet sind (Hecken u. a.).

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Waldohreule nutzt vorhandene Nester anderer Vogelarten (z. B. Rabenvögel, Tauben, Greifvögel). Bei Mangel an natürlichen Brutmöglichkeiten (z. B. baumarme Landschaften) werden in der Maßnahme potenziell als Brutplatz geeignete Gehölzbestände oder Einzelbäume gesichert, um ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Vorkommen von nestbauenden Arten (alternativ kann die Maßnahme auch mit der Anlage von Kunsthorsten kombiniert werden, s. u.)
- Nähe zu geeigneten Nahrungshabitaten

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Waldohreulen bauen keine eigenen Horste, sondern nutzen die Nester von Krähen, Tauben und Greifvögeln. Waldohreulen brüten zwar oft über Jahre im selben Gebiet (reviertreu), wechseln aber häufig den Horst. Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Art auf Horste / Nester anderer Arten angewiesen ist.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).).
- Gewährleistung freien An- und Abfluges zu den potenziellen Horstbäumen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

- Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu

prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt. Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Waldohreulen große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes ggf. flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können.

- Von der Artökologie her erscheint es plausibel, dass Waldohreulen bei Mangel an geeigneten Brutgehölzen ein bestehendes, konkretes Angebot nutzen können. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Anlage von Kunsthorsten (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Waldohreule nutzt vorhandene Nester anderer Vogelarten (z. B. Rabenvögel, Tauben, Greifvögel). Durch die Maßnahme werden in geeigneten Gehölzbeständen bei Mangel an natürlichen Brutmöglichkeiten artspezifische Kunsthorste angebracht und so das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht. Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind im Siedlungsbereich möglich.

- Grundsätzlich geeignet sind Gehölze ab schwachem Baumholz (BHD > 21 cm) in Waldrandnähe (Waldrand < 50 m, idealerweise < 10 m, BLOCK & BLOCK 1987, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 404) bzw. Feldgehölze.

- Vorkommen von Nadelholz wie Kiefer oder Fichte oder dichten, hohen Dornenhecken als Deckungsmöglichkeit.
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten.
- Nähe zu Nahrungshabitaten.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Von Kunsthorsten für die Waldohreule können auch andere Greifvögel (Baum- und Turmfalke) profitieren. Turmfalke und Waldohreule können Kunsthorste im Wechsel nutzen (RUGE 1989, S. 114). Um dieser Konkurrenzsituation vorzubeugen, sind pro Paar mind. 3 Horste in räumlicher Nähe anzubringen.
- Aufhängung in stabilen, Deckung bietenden Bäumen in mehr als 5 m Höhe im oberen Drittel der Bäume, idealerweise in Kiefer oder Fichte (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 404, BLOCK & BLOCK 1987) oder auch in dornenreichen, hohen Hecken. Der Horst ist windfest so anzubringen, dass er von oben und dem Bestandesinneren durch Zweige geschützt ist, d. h. Anflug nur von der angrenzenden Freifläche (als Schutz vor Prädatoren). Verwendung von Weiden- oder Plastikkörben (letzte mit Löchern im Boden), Durchmesser ca. 30 cm, Füllung mit Reisig, Auspolsterung mit altem Gras o. a. (RUGE 1989, S. 114). Angrenzend Zweige als Sitzmöglichkeiten für die ausgeflogenen Jungvögel.
- Das Anbringen ist von einer fachkundigen Person durchzuführen.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (Bäume, an denen Kästen angebracht werden).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflegedauer: Einmal jährlich Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit außerhalb der Brutzeit.
- Die Kunsthorste müssen so lange funktionsfähig bleiben, bis geeignete Gehölzbestände natürliche Niststätten bieten bzw. bis nestbauende Arten das Gebiet besiedelt haben.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Der Maßnahmentyp ist nicht grds. notwendig, wenn im Raum aufgrund des Vorkommens von nestbauenden Arten (v. a. Rabenvögel) das Angebot von Horsten kein limitierender Faktor ist (vgl. BAUER & BERTHOLD 1996, S. 263). Die Kunsthorste erfüllen dann lediglich die Aufgabe eines stützenden und ergänzenden Angebotes. Sie sind jedoch insofern von Vorteil, als ein natürliches Nest meist nach 1-2 Jahren verfallen ist.
- Bei vorhandenem Angebot natürlicher Nester werden manche Kunsthorste nur eine Brutsaison, andere mehrere Jahre lang genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 403).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Kunsthorste sind ab der nächsten Brutperiode wirksam. Um den Eulen eine Raumerkundung und Eingewöhnungszeit zu ermöglichen, sollen die Kästen mit einer Vorlaufzeit von > 1 Jahr aufgehängt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Wesentlich für den Maßnahmenerfolg ist die fachliche Begleitung bei Planung und Durchführung durch Art-Experten.

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die Annahme von Kunsthorsten durch die Waldohreule ist z. B. durch KLAMMER (1996, 2006), MEBS & SCHMIDT (2006, S. 267) belegt.
- Nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 7.11.2011) wird die Maßnahmeneignung mit „mittel“ eingeschätzt.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☒
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

3. Grünlandextensivierung (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Waldohreule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die ihr einen Zugriff auf die Nahrungstiere, meist Wühlmäuse, ermöglichen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1994, S. 401). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot kurzrasiger Bereiche innerhalb eines strukturierten Grünlandes zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldohreule ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Entwicklung von Extensivacker und Brachen“. Bei streifenförmiger Anlage, Breite der Streifen mind. 6 m (LANUV 2010), idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“

und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen" sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen" für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-4 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg. (Mahdturnus zum Vergleich: 10-30 Tage Steinkauz, 2-4 Wochen Waldkauz, 3-5 Wochen Schleiereule. Schleiereule jagt mit längeren Fängen eher auch in höherer Vegetation, Steinkauz braucht v. a. für Regenwurmfang kurze Vegetation.)

  - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.

- Unbefestigte Feldwege können in die Maßnahme einbezogen werden. Bei gering befahrenen Wegen, die im Laufe der Vegetationsperiode zuwachsen, sollen dann die Fahrspuren o. a. Streifen offen / kurzrasig gehalten werden.
- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Maßnahmen müssen darauf ausgerichtet sein, dass während der Vegetationsperiode insbesondere in der Zeit der Jungenaufzucht der Waldohreule bzw. bis zum Erntebeginn der Hauptfeldfruchtart kurzrasige / lückige Strukturen in den Maßnahmenflächen vorhanden sind, die eine optische Lokalisierung der Beute und deren Zugriff erlauben (d. h. bei Mahd regelmäßiger Schnitt).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren (Pflege / Herstellung von Grünland und Besiedlung durch Kleinnager).

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Entsprechende Maßnahmen zur Extensivierung der Landwirtschaft werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 714), MEBS & SCHERZINGER (2000, S. 109 für Eulen allgemein) und RÜCKRIEM et al. (2009, S. 256) empfohlen.
- Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

4. Entwicklung von Extensivacker (O2.1) und Brachen (O2.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Bei der Jagd auf Kleinsäuger ist die Waldohreule auf offene, kurzrasige oder lückige Bereiche angewiesen, die den Zugriff auf die Nahrungstiere ermöglicht. Die Maßnahme zur Herstellung von extensiv bewirtschafteten Ackerkulturen und Ackerbrachen stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem ein stetiges Angebot lückiger, grenzlinienreicher Strukturen zur Verfügung gestellt wird. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldohreule ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Kleinere Abstände sind bei Vorkommen im Siedlungsbereich möglich.
- Umsetzung vorzugsweise in ackergeprägten Gebieten
- Standort mit Potenzial zur Besiedlung durch Kleinnager (z. B. keine staunassen Standorte)
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer)
- Kein Umbruch von Grünland für die Maßnahme
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von abends / nachts frequentierten (Feld-) Wegen.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme Grünlandextensivierung). Bei streifenförmiger Anlage Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Die Maßnahmen führen zu besseren Jagdmöglichkeiten für Mäusejäger wie die Waldohreule. Sie werden idealerweise in Kombination untereinander durchgeführt, zudem ist eine Kombination mit Maßnahme: Grünlandextensivierung, möglich. Zu beachten ist die

jahreszeitliche Wirksamkeit (z. B. Stoppeln nur im Winterhalbjahr wirksam).

- Stehenlassen von Getreidestoppeln oder Rapsstoppeln (Paket 4024 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz). Rapsstoppeln stellen wegen ihrer Länge und Härte eine ernsthafte Verletzungsgefahr für Greifvögel dar (KRETSCHMER 2005). Deshalb sind die Rapsstoppeln abzuhäckseln.
- Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz).
- Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten; in den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen).
- Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.

- Pro Fläche > 2 Sitzwarten, sofern keine sonstigen geeigneten Strukturen vorhanden sind (z. B. Zaunpfähle) und sofern durch die Sitzwarten das Prädationsrisiko für andere Zielarten (Bodenbrüter) nicht gesteigert wird.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Regelmäßige Pflege entsprechend den Ausführungen im Anwenderhandbuch Naturschutz (LANUV 2010). Wichtig ist, dass die Ackerfrüchte / Brachen nicht zu hoch und dicht aufwachsen. Ggf. sind über Mahd / Umbruch Strukturen herzustellen, so dass eine Zugriffsmöglichkeit auf Beutetiere für die Waldohreule bestehen bleibt.
  - BRABAND et al. (2006 S. 160) fanden beim Modellvorhaben „Extensivierte Ackerstreifen im Kreis Soest“, dass Mäusebussard und Rotmilan (Arten mit ähnlicher Ernährung und Jagdweise wie die Waldohreule) die Maßnahmenflächen zwar häufiger als konventionelle Getreidefelder, insgesamt aber noch vergleichsweise selten aufsuchten, wobei der Rotmilan im Untersuchungsgebiet grundsätzlich nur selten vorkam. Dies wird damit in Zusammenhang gebracht, dass beide Arten in hohem Maße auf offene Bodenflächen für den Nahrungszugriff angewiesen sind, was in den extensivierten Ackerstreifen nur bedingt der Fall war: So wurde festgestellt, dass die Brachestreifen nach der Bodenbearbeitung im März meist schon im Mai wieder so weit aufgewachsen waren, dass sie für beide Arten nicht mehr attraktiv gewesen sein dürften.
  - Auch für andere Arten mit ähnlicher Jagdstrategie wird darauf hingewiesen, dass Brachen bei hoher Wüchsigkeit der Bestände wegen des zunehmend hohen und dichten Bewuchses nur in den ersten 1-2 Jahren für Greifvögel geeignet sind (z. B. KOKS et al. 2007: Wiesenweihe, S. 43, LOSKE 2009: Rotmilan, WUNDTKE & SCHNEIDER 2003, S. 78:Schleiereule).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Ein hoher Besatz von Mäusen kann negative Auswirkungen auf angrenzende Kulturen haben.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Strukturen sind innerhalb eines Jahres herstellbar. Um eine Besiedlung mit Nahrungstieren und eine Anpassung durch die Waldohreule zu ermöglichen, soll die Maßnahme mit 1 Jahr Vorlaufzeit durchgeführt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Entsprechende Maßnahmen zur Extensivierung der Landwirtschaft werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 714), MEBS & SCHERZINGER (2000, S. 109 für Eulen allgemein) empfohlen.

- Die Ergebnisse von ASCHWANDEN et al. (2005) belegen eine hohe Habitateignung von gemähten kurzrasigen Flächen, die an Buntbrachen / Krautsäume angrenzen. Für mehrere andere, mäusejagende Greifvogelarten mit

ähnlicher Jagdweise ist eine hohe Bedeutung von lückigen Brachen und Extensivacker bekannt (z. B. WUNDTKE & SCHNEIDER 2003: Schleiereule; MAMMEN et al. 2010: Rotmilan; KRACHER 2008: Wiesenweihe). HÖTKER et al. (2004) beschreiben die Bedeutung von Stoppeläckern mit Ackerbegleitflora für mäusejagende Greifvögel wie Mäusebussarde im Winter.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Waldohreule stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Pflege von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme Kunsthorste: geringe Priorität. Das Brutplatzangebot ist für die Waldohreule im Regelfall in NRW kein limitierender Faktor. Weiterhin kann zwar grds. Annahme von Kunsthorsten durch Waldohreulen als gesichert gelten. Aufgrund der Gebietstreue, jedoch geringen Horsttreue kann die konkrete Annahme eines angebotenen Kunsthorstes mit Unsicherheiten behaftet sein.
- Maßnahme Grünlandextensivierung und Entwicklung von Extensivacker und Brachen: Für die Waldohreule ist die Ansitz- und Bodenjagd in extensivierten Äckern / Brachen graduell schwieriger als im Grünland, da die Waldohreule auf kurzrasige Flächen zur Nahrungssuche angewiesen ist und die Bestände in den Ackermaßnahmen im Regelfall hochwüchsiger sind. Daher hat Maßnahme: Grünlandextensivierung gegenüber Maßnahme: Entwicklung von Extensivacker und Brachen eine höhere Priorität.

Quellen:

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

Bauer, H.-G.; Berthold, P. (1996): Waldohreule Asio otus. In Bauer, H.-G.; Berthold, P. (Hrsg.): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag Wiesbaden, S. 262-263.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Block, B.; Block, P. (1987): Zu einigen den Brutbestand und die Reproduktion der Waldohreule (Asio otus) beeinflussenden Faktoren. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 1 / Wiss. Beitr. Universität Halle 1987/14: 385-398.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9. Columbiformes – Piciformes: Tauben, Kuckucke, Eulen, Ziegenmelker, Segler, Racken, Spechte. Aula-Verlag, Wiesbaden, 1148 S.

Hötker, H.; Rahmann, G.; Jeromin, K.; (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache auf Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Michael-Otto-Institut im NABU (Bergenhusen) und Institut für Ökologischen Landbau FAL (Westerau). Manuskript. http://download.scientificcommons.org/51876 / Landbauf. Völkenrode 54: 251-260.

Klammer, G. (1996): Kunsthorstprogramm für die Waldohreule (Asio otus) - erste Ergebnisse. Populationsökologie von

Greifvogel- und Eulenarten 3: 387-392.

Klammer, G. (2006): Die Waldohreule im östlichen Saalekreis. Vorstellung einer seltenen Langzeituntersuchung dieser schwer zu erfassenden Vogelart: Brut, Schlafplätze, Bestand, Reproduktion. Vortrag NABU 5. Fachtagung Eulen & Greifvögel, 9.9.2006 in Mainz.

Koks, B. J.; Trierweiler, C.; Visser, E. G.; Dijkstra, C.; Korndeur (2007): Do voles make agricultural habitat attractive to Montagu's Harrier Circus pygargus? Ibis 149: 575-586.

Kracher, B. (2008): Bedeutende Jagdhabitate der Wiesenweihe Circus pygargus in einer mitteleuropäischen Agrarregion. Ornithologischer Anzeiger 47: 51-65.

Kretschmer, P. (2005): Tödliche Falle für Greifvögel - Frisch abgeerntete Rapsfelder gefährden Bussarde und Falken. Flieg und Flatter. Aktuelles aus der Vogelschutzwarte, Ausgabe 12/2005: 10.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf. Abruf 7.6.2011.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011.

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Mildenberger, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band II, Papageien – Rabenvögel (Psittaculidae - Corvidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 19-21. Düsseldorf.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

Rückriem, C., Steverding, M., Ikemeyer, D. (2009): Planungshilfe Artenschutz – Materialien zur Artenschutzprüfung nach §42 Bundesnaturschutzgesetz im Raum Ahaus – Gronau. Stiftung Natur und Landschaft Westmünsterland (Hrsg.), Vreden.

Ruge, K. (1989): Vogelschutz – ein praktisches Handbuch. Otto Maier Ravensburg, 127 S.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in. Vorb.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.

Wundtke, B.; Schneider, R. (2003): Schleiereule Tyto alba. In Flade, M.; Plachter, H.; Henne, E.; Anders, K. (2003): Naturschutz in der Agrarlandschaft. Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, S. 78-79.

Wendland, V. (1957): Aufzeichnungen über Brutbiologie und Verhalten der Waldohreule. Journal für Ornithologie 98: 241-261. zit. bei Glutz von Blotzheim & Bauer 1994, S. 403.

Waldschnepfe *Scolopax rusticola* (ID 69)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Die Waldschnepfe baut ihr Nest am Boden in geeigneten Waldbeständen. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut. Brutortstreue ist ebenso nachgewiesen wie Fernumsiedlung und sporadische Brutvorkommen (BAUER et al. 2005 S. 477, FRITZE 1997 S. 56). Als Fortpflanzungsstätte wird das Brutrevier mit dem zur Jungenaufzucht erforderlichen Raum abgegrenzt. Über die Aktionsraumgröße zur Jungenaufzucht liegen jedoch keine Untersuchungen vor. Hilfsweise kann der strukturell geeignete Raum mit einer Fläche von bis zu 2 ha um den Aktionsraum-Mittelpunkt herangezogen werden.

Ruhestätte: Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in Gemeindegebiet

Potenzielle populationsrelevante Störungen der Lokalpopulation

- Nur im Einzelfall bestimmbar

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Fläche: Ausgedehnte Wälder mit meist > 50 ha Größe für isolierte Waldbestände oder Waldteile (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122, südbadische Oberrheinebene). Der Balzraum von 3 Männchen lag in der Wahner Heide bei Köln bei jeweils 45 bis > 50 ha (SKIBBE et al. 2009).
- Waldstruktur: Strukturierter Bestand mit Jungwäldern, Lichtungen, Blößen, Schneisen etc. (als Balzareale und Flugwege) und lichten Althölzern (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122, südbadische Oberrheinebene: im Wald mind. eine > 0,5 ha große Lichtung oder mehrere kleine Lichtungen; BRÜNGGER & ESTOPPEY 2008, Westschweizer Voralpen; STAUDE 1985 S. 143, Westerwald; allgemein: BAUER et al. 2005 S. 478, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 150). In der Wahner Heide bei Köln umfasste der Balzraum von 3 Männchen Sukzessionsflächen mit jungen Birken, Hochwälder und offene Flächen des Köln-Bonner Flughafens. Beim Vergleich mit Vorkommen im benachbarten Königsforst wurde eine Bevorzugung von feuchten Wäldern mit einem sehr breiten, sukzessionsartigen und dicht bewachsenen Waldrand festgestellt (SKIBBE et al. 2009)
- Grundwasserstand: Mit frischen bis frischen bis feuchten Stellen, in kleinen Bereichen auch nass (keine trockenen Wälder) (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122, südbadische Oberrheinebene, STAUDE 1985 S. 143, Westerwald). 21 bekannte Neststandorte im Westerwald (ebd.) lagen auf mäßig frischen bis frischen Standorten und in durchschnittlicher Entfernung von 200 m zu feuchten / bruchigen Stellen (jedoch nicht direkt an diesen nassen Stellen). An letzteren Standorten erfolgten Beobachtungen von Altvögeln mit Jungen, die also wahrscheinlich nach dem Schlüpfen vom Weibchen dorthin geführt worden sind. Weiterhin liegen auch die Nester vorwiegend am Bestandesrand an mäßig feuchten Stellen (z.B. Wegschneisen, Gräben, Grenzen zwischen ungleichartigen Beständen oder Nähe von Blößen und Waldwiesen) (BAUER et al. 2005 S. 478, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1985 S. 150). Möglicherweise hängt dies aber auch lediglich mit der hier höheren Auffindwahrscheinlichkeit zusammen (STAUDE 1985 S. 143).
- Bodenstruktur: Für eine Nahrungssuche (Stochern im Boden z. B. nach Regenwürmern) ist eine weiche Bodenstruktur notwendig (LANZ 2008 S. 15), womit wahrscheinlich auch die Bevorzugung feuchter Bereiche zusammenhängt. ANDRIS & WESTERMANN (2002 S. 122) fanden in der südlichen Oberrheinebene eine Bevorzugung von weichen und humosen (nahrungstierreichen) Böden, nicht besiedelt wurden Wälder mit flächenhaft steinigen Böden.
- Krautschicht: Die Wälder weisen zur Brutzeit eine Krautschicht auf, die als Deckung und Schutz vor Prädatoren wichtig ist (LANZ 2008 S. 15). Die Krautschicht besteht idealerweise aus Gefäßpflanzen, Farnen und Zwergsträuchern mit dünnen Stängeln und ausgeprägtem Blattwerk. Dies erlaubt es den Waldschnepfen, sich unter den schützenden Blättern hindurch zu bewegen. Ein hoher Grasanteil ist dabei ungünstig, weil er keinen

Sichtschutz aus der Luft bietet (LANZ 2008 S. 31, Schweizer Voralpen). LANZ (ebd. S. 29) fand im Schweizer Voralpenraum einen mittleren Deckungsgrad von ca. 60 % in besetzten Bereichen. Eine hohe und sehr dichte Krautvegetation von nahezu 100 % Deckung wurden in Wäldern der südlichen Oberrheinebene bevorzugt (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122); in den Westschweizer Voralpen wurden Flächen mit hoher (lockerer?) Krautschicht bevorzugt (BRÜNGGER & ESTOPPEY 2008, 80-100 %). In der Wahner Heide waren die Sukzessionsflächen mit hohen Gräsern und Farnen bestanden; strauch- und krautfreie Bereiche wurden gemieden (SKIBBE in Vorb.). Wahrscheinlich ist eine zu dichte Vegetation, die die Bewegungsmöglichkeit am Boden einschränkt, für die Schnepfe suboptimal (LANZ 2008 S. 31), so dass die Vegetationsstruktur entscheidend ist.

- LANZ (2008 S. 15 u. 31, Schweizer Voralpen) geht aufgrund von Modellierungsergebnissen und Experteneinschätzung davon aus, dass auch der Anteil an liegendem Totholz und Wurzelteller für die Waldschnepfe als Sichtschutz eine Rolle spielt.
- Baumarten: Bevorzugt werden Laubwälder, ggf. mit geringem Nadelholzanteil (Mischwälder) (ANDRIS & WESTERMANN 2002 S. 122 für die südliche Oberrheinebene, STAUDE 1985 S. 151 für den Westerwald). In größeren Höhenlagen kann auch ein höherer Nadelholzanteil besiedelt werden (BRÜNGGER & ESTOPPEY 2008 und LANZ 2008 für den Schweizer Voralpenraum).
- Neben den offenen feuchten Stellen im Wald oder kleineren Gehölzen können auch waldrandnahe Offenlandflächen zur Nahrungssuche genutzt werden, wenn diese stocherfähig, reich an Kleintieren und nicht zu hochwüchsig sind: HIRONS & OWEN (1982 S. 147) fanden in England, dass die Waldschnepfen im Winter und zu Beginn der Brutsaison durchschnittlich ca. 1 km zu benachbarten Äckern und Weiden flogen, um hier v. a. Regenwürmer zu suchen.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Die Waldschnepfe gehört zu den methodisch schwer und nur mit großem Aufwand erfassbaren Arten. Konkrete Brutplätze werden bei Kartierungen in der Regel nicht festgestellt, sondern quantitative Angaben für balzende Männchen in Form einer Größenklasse für besetzte (Raster-) Flächen (SÜDBECK et al. 2005 S. 337, GAEDICKE & WAHL 2007). Ein Männchen kann sich mit bis zu 4 Weibchen verpaaren (BAUER et al. 2005 S. 479). Es ist kein Verfahren bekannt, den Brutbestand (Anzahl brütender Weibchen) zu quantifizieren (EYLERT 2000 S. 64).
- STAUDE (1985 S. 150) vermutet nach Auswertung von Beobachtungen im Westerwald, dass der Balzflug der Männchen über den Brutbiotopen stattfand, d. h. die Brutgebiete werden von den Balzarealen überlagert.

Maßnahmen

1. Strukturierung von Waldbeständen (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldschnepfen benötigen zur Nestanlage strukturreiche Laub- oder Mischwaldbestände mit zumindest teilweise frischen bis feuchten, weichen Böden. In der Maßnahme werden Waldbestände mit einer Grundeignung für die Waldschnepfe optimiert. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldschnepfe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Habitaten in der Regel nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Grundsätzlich für die Waldschnepfe geeigneter Laub- oder Mischwaldbestand (wichtige Habitatkomponenten s. o.), wobei von den Standortsvoraussetzungen her eine Aufwertung in mind. einer der oben genannten

Habitatfaktoren möglich sein muss.

- Ausreichende Bodenfeuchte zum Stochern vorhanden oder in der Maßnahme herstellbar; keine harten, steinigen Böden vorherrschend.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro „Vorkommen“: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen (möglich in Kombination mit der Maßnahme Erhaltung und Entwicklung feuchter Wälder). Da die Brutdichte von Weibchen sehr variabel ist und sich die Flächennutzung der Männchen überlappen kann, muss der Maßnahmenbedarf bei Betroffenheit mehrerer „Paare“ nicht linear steigen.

- Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte: Wiedervernässung / Anhebung des Grundwasserstandes z. B. in entwässerten Bruchwäldern oder waldrandnahem Grünland durch Schließung von Entwässerungsgräben / Rückbau von Drainage; Förderung von feuchten bis nassen Sonderstandorten durch Anlage kleiner Senken mit Flachwasser oder Kleingewässer (BAUER et al. 2005 S. 478, HÖLZINGER 1987 S. 1000, LANZ 2008 S. 35, LWF 2009 S. 21, TILLMANN 2008 S. 89).

- Maßnahmen zur Erhöhung der Waldstruktur: Entwicklung und Pflege von Waldlichtungen und Blößen; Anlage und Pflege von Gehölz-Jungwuchsflächen (als Bestandteil der Balzareale), Belassen von Wurzeltellern und liegendem Totholz z. B. nach Windwurf als Deckungsstruktur, Belassen von Rückegassen, Hirsch- oder Wildschweinsuhlen o. a. (LANZ 2008 S. 35). Öffnung von Fließgewässerauen z. B. durch Entnahme von Fichten o. a. standortsfremden Nadelgehölzen (TILLMANN 2008 S. 89), anschließende Sukzession oder Förderung von standortsgemäßen Waldgesellschaften. Ggf. Auflichtung bei geschlossenem Kronendach und fehlender Krautschicht (BAUER et al. 2005 S. 478), die Krautschicht darf jedoch nicht die Fortbewegung der Waldschnepfe am Boden einschränken. Umwandlung von (Fichten-) Monokulturen in standortstypische Laub- oder Mischwälder (BAUER et al. 2005 S. 478), insbesondere in Auenbereichen (s. o.).

- Extensivgrünland oder (wechselfeuchte) Heideflächen mit kurzrasigen Strukturen auf Waldwiesen oder am Waldrand zur Förderung der Nahrungsverfügbarkeit (Regenwürmer u. a. Kleintiere.) (FRITZ 2000 S. 12, TILLMANN 2008 S. 90). Temporär können auch nicht abgeerntete Stoppeläcker günstige Nahrungshabitate für durchziehende Waldschnepfen darstellen (HIRONS & OWEN 1982 S. 145, TILLMANN 2008 S. 90).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Offenhalten der Waldlichtungen, Wege und Schneisen. Pflegeschnitte auf Lichtungen sind dann erforderlich, wenn die Vegetation so dicht wird, dass die Waldschnepfe den Bestand nicht mehr durchlaufen kann sowie bei aufkommendem Gehölzwuchs.

- Bei waldrandnahem Grünland ist darauf zu achten, dass die Vegetationshöhe eine Nahrungssuche noch ermöglicht (regelmäßige Mahd oder Beweidung).

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Auflichtungs- und Offenhaltungsmaßnahmen sind strukturell unmittelbar nach Durchführung der Maßnahme wirksam. Für die Wiedervernässung ist die Zeit entscheidend, bis sich der höhere Wasserstand etabliert hat. Alle Maßnahmen sollen im Regelfall mit > 2 Jahren Vorlaufzeit umgesetzt werden, um der Waldschnepfe eine Eingewöhnung zu ermöglichen und um eine Verbesserung des Nahrungsangebotes (Besiedlung durch Kleintiere)

zur erreichen; je nach lokaler Situation kann auch eine längere Zeitdauer notwendig sein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurz- bis mittelfristig entwickelbar.. MÜLLER (1989 S. 187, hessische Rhön) berichtet, dass die Waldschnepfe von Maßnahmen zur Wiedervernässung und Beseitigung von Fichten gefördert wurde, insbesondere an Stellen, wo die Fichten auf feuchtem Boden standen (Zunahme des Bestandes von 15 Beobachtungen in 1982 auf 28 Beobachtungen in 1987). MÜLLER beurteilt v. a. Wiedervernässungsmaßnahmen als relevant, welche die Stocherfähigkeit des Bodens und das Nahrungsangebot verbessert haben. (Weitere) Wissenschaftliche Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren (z. B. Jagd auf dem Zugweg, teilweise geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 478) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Waldschnepfe, so dass Maßnahmen zur Strukturierung / Optimierung von Waldbeständen häufig empfohlen werden (s. o.).

- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Aufgrund fehlender konkreter Belege und Erfahrungen besteht nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) jedoch lediglich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel

2. Erhaltung und Entwicklung feuchter Wälder (Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters) (W1.1, W1.4, W8.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Waldschnepfen bevorzugen strukturreiche Laub- oder Mischwaldbestände mit zumindest teilweise frischen bis feuchten, weichen Böden (z. B. Erlen- und Birkenbrüche). Durch Erhalt von aktuell geeigneten Feuchtwäldern und anschließende Pflege wird das Habitatangebot für die Waldschnepfe dauerhaft gesichert und entwickelt. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes der Waldschnepfe ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Habitaten in der Regel nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber punktuell durch mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Siehe Strukturierung von Waldbeständen.

- Feuchtwälder oder Feuchtwaldparzellen innerhalb eines größeren, für die Waldschnepfe geeigneten Waldbestandes.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro „Vorkommen“: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Habitatangebotes pro Paar insgesamt mind. 1 ha Maßnahmenfläche empfohlen (möglich in Kombination mit der Maßnahme Erhaltung und Entwicklung feuchter Wälder). Da die Brutdichte von Weibchen sehr variabel ist und sich die Flächennutzung der Männchen überlappen kann, muss der Maßnahmenbedarf bei Betroffenheit mehrerer „Paare“ nicht linear steigen.

- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

- Erhalt des aktuell günstigen Habitatpotenzials (vgl. Maßnahme Strukturierung von Waldbeständen).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit. Wissenschaftliche Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren (z. B. Jagd auf dem Zugweg, teilweise geringe Ortstreue: BAUER et al. 2005 S. 478) abhängt. Das Fehlen geeigneter Habitate gilt jedoch als eine der Rückgangsursachen der Waldschnepfe, so dass Maßnahmen zum Erhalt von Nass- und Feuchtwäldern z. B. von BAUER et al. (2005 S. 478) und LWF (2009 S. 21) empfohlen werden.

- Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als grundsätzlich hoch eingeschätzt. Aufgrund fehlender konkreter Belege und Erfahrungen besteht nach Experteneinschätzung (Workshop LANUV 9.11.2011) jedoch lediglich eine mittlere Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

Fazit: Für die Waldschnepfe stehen grundsätzlich kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Aufwertung von Habitaten zur Verfügung. Aufgrund von fehlenden Belegen und Erkenntnisdefiziten über Bestandsdynamik und Gefährdungsursachen sind die Maßnahmen jedoch durch ein Monitoring zu begleiten.

Angaben zur Priorisierung:

- Maßnahme 1: Die Maßnahmen zur Erhöhung der Bodenfeuchte in den Wäldern sind zu favorisieren.

Quellen:

Andris, K. & K. Westermann (2002): Brutverbreitung, Brutbestand und Aktionsraum-Größe der Waldschnepfe (Scolopax rusticola) in der südbadischen Oberrheinebene. In: Naturschutz südl. Oberrhein 3, S. 113-128.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF (2009): Erhaltungsmaßnahmen für waldrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-waldrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf, Abruf 18.8.2011.

Brüngger, M.; Estoppey, F. (2008): Exigences écologiques de la Bécasse des bois Scolopax rusticola dans les Préalpes de Suisse occidentale. (Habitatnutzung der Waldschnepfe Scolopax rusticola in den Westschweizer Voralpen.) Nos Osieaux 55: 3-22.

Eylert, J. (2000): Jagdstatistik als Beitrag zum Landschaftsmonitoring. LÖBF-Mitteilungen 2 / 2000: 56-67.

Fritz, H.-G. (2000): Waldschnepfe – Scolopax rusticola. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 4. Lieferung,17 S.

Fritze, E. (1997): Zum Brutvorkommen der Waldschnepfe (Scolopax rusticola) im Eichsfeld. Beiträge zur Vogelwelt des Eichsfeldes. Heiligenstadt, S. 55-56.

Gaedicke, L. & J. Wahl (2007): Für ADEBAR auf den „Schnepfenstrich„ – Anregung zur Ermittlung von Waldschnepfenbeständen bei Atlaskartierungen. Charadrius 43: 38–45.

Glutz von Blotzheim; U.N.; Bauer, K.M.; Bezzel, E. (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 7.Charadriiformes (2. Teil). Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula-Verlag. Wiesbaden. 893 pp.

Hirons, G. J. M.; Owen, R. B. (1982): Radio Tagging as an Aid to the Study of Woodcock. In: Cheeseman, C. L.; Mitson, R. B. (Hrsg.): Telemetric studies of vertebrates. Symp. Zoological society London 49: 132-159.

Hölzinger, J. (1987): Waldschnepfe – Scolopax rusticola (Linné, 1758). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 996-1000.

Lanz, M. (2008): Lebensraumpotenzial und Habitatnutzung der Waldschnepfe in den nordöstlichen Voralpen. Diplomarbeit an der Zürichen Hochschule für angewandte Wissenschaften, 40 Seiten.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma, Beiheft 2: 181-195.

Skibbe, A., B. Gießing, K. Gießing, J.-D. Ludwigs, K. Schidelko, D. Stiels & C. Wolf (2009): Erste Ergebnisse der telemetrischen Untersuchungen an der Waldschnepfe Scolopax rusticola in der Wahner Heide. Kölner Ornithologische Berichte 1: 17-27.

Staude, J. (1985): Feststellungen zum Balz- und Brutverhalten der Waldschnepfe (Scolopax rusticola) nach Beobachtungen im Westerwald. Naturschutz und Ornithologie in Rheinland-Pfalz 4 (1): 135-155.

Südbeck, P.; Andretzke, H.; Fischer, S.; Gedeon, K.; Schikore, T.; Schröder, K.; Sudfeldt, C. (Hrsg.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 790 S.

Tillmann J.E. (2008): Zur Ökologie und Situation der Waldschnepfe in Deutschland. In: Wild und Jagd - Landesjagdbericht 2008 Niedersachsen, S. 83-90.

Wanderfalke *Falco peregrinus* ID 71

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Wanderfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. in hohen Felsen, an Gebäuden oder in Ausnahmefällen auch Baumnester anderer Arten. Seit einigen Jahren werden verstärkt auch verschiedene Bauwerkstypen besiedelt (z. B. Kirchen, Hochhäuser, Kamine von Kraftwerken, Masten von Hochspannungsleitungen, Brücken, Bagger und Absetzer in Braunkohletagebauen: BRAUNEIS 2009, SPEER 2009, WEGNER et al. 2009). Bei Fels- und Gebäudebrütern tritt eine hohe Nistplatztreue auf (BAUER et al. 2005, S. 363). Weitere Fortpflanzungsaktivitäten wie Balz, Paarung, Fütterung und erste Flugversuche der Jungen finden schwerpunktmäßig in der näheren Umgebung des Brutplatzes statt. Als Fortpflanzungsstätte wird daher bei Felsbrütern die Nistnische / der Nistkasten sowie ein störungsarmer Umkreis von bis zu 100 m abgegrenzt, bei Gebäudebrütern nur die Nisthilfe und ihre unmittelbare Umgebung. Bei Baumbrütern ist das genutzte Nisthabitat (Gehölze mit weiteren vorhandenen Horsten) im Umkreis von bis zu 100 m (in Anlehnung an die Horstschutzzone vom Baumfalken bei MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum abzugrenzen. Eine konkrete Abgrenzung von essenziellen Nahrungshabitaten ist für den Wanderfalken aufgrund seines großen Aktionsraumes und der Vielzahl der genutzten Offenland-Habitattypen in der Regel nicht notwendig.

Ruhestätte: Wanderfalken ruhen in Nischen am Felsen, an Gebäuden und Masten, seltener auf Bäumen. Traditionell genutzte Ruhestätten im Umkreis von bis zu 100m zum Brutplatz sind innerhalb der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus sind die Ruhestätten einzelner Vögel nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Geeignete Fels- bzw. Gebäudenischen / Horste anderer Arten, da Wanderfalken keine eigenen Nester bauen. Tageseinstände in der Nähe zum Brutplatz (weitere (Gebäude-) Nischen, Hochspannungsmasten, Bäume an Felswänden).
- Nahrungshabitate: Kulturlandschaft, Wald und urbane Bereiche mit hohem Aufkommen von Vögeln (Hauptnahrung).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

- Wanderfalken brüten an Felsen, Gebäuden, nur in Einzelfällen auch in Baumnestern anderer Arten oder auf Inseln sogar am Boden (BAUER et al. 2005, S. 363). Bei der Maßnahmenkonzeption ist demnach zu beachten, welcher „Bruttypus“ des Wanderfalken betroffen ist.
- Vorkommen werden in NRW von AGW-NRW betreut, die an der Maßnahmenkonzeption zu beteiligen ist.

Maßnahmen

1. Anbringen von Nistkästen an Gebäuden, (Av1.1) / Anlage von Nistnischen in Felsen (Av1.5) / Anbringen von Nisthilfen in Bäumen (Av1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wanderfalken bauen ihre Nester nicht selbst, sondern nutzen Nischen z. B. in hohen Felsen, an Gebäuden oder auch in Einzelfällen Baumnester anderer Arten. Durch die Optimierung von vorhandenen Felswänden durch Freischneidung oder Anlage von Nistnischen, durch das Anbringen von artspezifischen Nisthilfen an Gebäuden oder Stabilisierung von Nestern in Bäumen wird je nach betroffenem „Bruttypus“ das Angebot an Fortpflanzungsstätten erhöht und der Bruterfolg gesichert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Je nach betroffenem „Bruttypus“: Zugewachsene Felswände (Optimierung von Fortpflanzungsstätten); anthropogen entstandene Felswände ohne Nischen bzw. ohne optimale Nischen (keine Anlage von Nischen bei Naturfelsen); hohe Gebäude; Bäume mit Eignung als potenzieller Horstbaum für den Wanderfalken (mind. mittleres Baumholz).
- Gewährleistung freier An- und Abflugmöglichkeiten.
- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung an Felsen und in Steinbrüchen (Touristen etc.) zu achten.
- Kein gleichzeitiger Brutplatz des Uhus (Uhu kann Wanderfalke schlagen). Keine Zugänglichkeit für Säugetiere.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Der anzulegende Nisttypus richtet sich nach der betroffenen Fortpflanzungsstätte. Um den Falken ein Ausweichen zu ermöglichen, sollen pro Paar mind. 3 Nistmöglichkeiten zur Verfügung stehen.
- Betroffene Felsbrüter: Freistellung von zugewachsenen Felswänden mit vorhandenen Nischen oder Schaffung von Nistnischen in anthropogen entstandenen Felswänden (keine Schaffung von Nischen in Naturfelsen). Höhe der Felswand mind. 20 m, für Säugetiere und Menschen schwer erreichbar, Schutz vor Witterungseinflüssen (Regen, längere Sonneneinstrahlung) durch überhängende Decke, keine Vernässungsgefahr durch Tropf- und Sickerwasser, Anlegen einer Drainage, ausreichend Platz für die heranwachsenden Jungen, ggf. Anbringung von Brettern unter geeigneten Überhängen (FICHT et al. 1995 S, 42 f.; nicht bei Naturfelsen).
- Betroffene Gebäudebrüter: Anbringung artspezifisch geeigneter Nistkästen an Gebäuden. Orientierungswerte (nach WEGNER & SCHILLING 1995, S. 268): Mindesthöhe 20 m, aber nicht höher als 50 m (-80 m), da ansonsten der Altvogel zu viel Energie beim Anflug verbraucht. Kastentypen: a) offener Kistentyp mit 80-100 cm Länge x 80-100 cm Breite, falls möglich Anbringung unter wetterschützenden Überbauten; b) Kastentyp mit > 60 cm hoher Öffnung zum Anflug und evtl. halbseitiger Verblendung, Kästen nur aus witterungsbeständigem Material. Ca. 10 cm starke Kiesschicht in Nistkasten erforderlich.
    - Die Kästen müssen so konstruiert sein, dass ein Abstürzen der Jungfalken nach dem Ausfliegen verhindert wird (MEBS & SCHMIDT 2006 S. 424). Dem Nistkasten wird ein „Balkon“ mit mind. 0.5 qm vorgelagert.
    - Metallkästen sollen nur verwendet werden, wenn direkte Sonneneinstrahlung oder Abstrahlung von benachbarten Wärmespendern ausgeschlossen werden können. Gegen Aufheizung des Brutraumes sind Eier und Nestlinge empfindlich. An Stellen, wo Regenwasser eintreten kann, sind Bodenbohrungen als Drainage vorzusehen. Die Nistunterlage soll aus einer Schicht von gerolltem Kies (d = 1-2 cm, Höhe

10 cm) bestehen. Bevorzugte Exposition Nordost bis Südost. Nachmittags soll der Kasten im Schatten liegen. Ein Zuviel an Sonnenstrahlung ist ebenso wie Durchnässung mit Regen bei Westwinden zu vermeiden (WEGNER & SCHILLING 1995, S. 268 ff.)

- Betroffene Baumbrüter (Ausnahmefall): Schaffung künstlicher Horstplattformen (Maße und Durchführung in Absprache mit Experten).
- Details zur Durchführung und zur Auswahl der Standorte sind bei allen Maßnahmen von fachkundigen Personen vorzunehmen. Die Nistkästen sind so zu platzieren, dass sie kontrolliert werden können.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Einmal jährlich Kontrolle auf Funktionstüchtigkeit außerhalb der Brutzeit, Reinigung der Nistkästen bei starker Verschmutzung (WEGNER & SCHILLING 1995, S. 271). Bei Felsbruten Sicherstellung des freien Anflugs, ggf. Gehölzrodung.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- An Felsen ist auf Konkurrenzsituationen mit Uhu zu achten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Nisthilfen sind ab der nächsten Brutperiode wirksam (FICHT et al. 1995, S. 43). Um dem Wanderfalken eine Eingewöhnung zu ermöglichen, sollen die Nischen / Kästen jedoch mit 1 Jahr Vorlaufzeit angelegt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Nisthilfen stehen kurzfristig bereit. Die Annahme von Nisthilfen kann für den Wanderfalken als gesichert gelten (vgl. die Veröffentlichungen der AGW, z. B. FICHT et al. 1995 S- 41 ff., WEGNER, 1995, WEGNER & SCHILLING 1995; weiterhin MEBS & SCHMIDT 2006 S. 424).
- Der Wanderfalke hat in NRW in beiden Regionen einen ungünstig-schlechten Erhaltungszustand (rot). Daher ist bei Maßnahmen für den Wanderfalken ein begleitendes Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: sehr hoch

Fazit: Für den Wanderfalken besteht die Möglichkeit zur Durchführung von Optimierungsmaßnahmen in den Bruthabitaten.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Brauneis, W. (2009): Neue Lebensraum- und Habitaterschließung des Wanderfalken (Falco p. peregrnius) im Mittelgebirgsland Hessen. In Stubbe, M.; Mammen, U. (Hrsg.): Populationsökologie Greifvogel- u. Eulenarten 6: 355-362.

Ficht, B.; Hinnig, V.; Hepp, K.; Nicklolaus, H.; Schilling, F.; Walliser, H. (1995): Arbeitspraxis der AGW. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württt. 82: 31-47.

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010

Speer, G. (2009): Chronologie der Wanderfalkenbruten auf Schaufelradbaggern und Absetzern in den Tagebauen des Rheinischen Braunkohlengebietes. AGW-NRW, Jahresbericht 2009: 12-16.

Wegner, P. (1995): Der Wanderfalke in Nordrhein-Westfalen. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württt. 82: 179-184.

Wegner, P.; Schilling, F. (1995): Bruthilfen an Gebäuden – wo, wie und warum? Erfahrungen aus Nordrhein-Westfalen (NW) und Baden-Württemberg (BW). Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württt. 82: 263-272.

Wegner, P., H. Brücher, S. Brücher, T. Höller, M. Jöbges, M. Lindner, G. Sell, G. Speer, T. Thomas & J. Volkhausen (2009): Development of an urban population of Peregrine Falcons in North Rhine-Westphalia, Germany: population status, nest site selection and some biological results. In: J. Sielicki & T. Mizera (eds): Peregrine Falcon populations – status and perspectives in the 21th century: 729-746. Warzaw – Poznan.

Wasserralle *Rallus aquaticus* ID 72

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Die Wasserralle baut ihr Nest gut versteckt in nassen Röhricht- oder Seggenbeständen am Rande kleiner offener Wasserflächen. Sie zieht im Herbst entweder in ein Überwinterungsgebiet oder hält z. T. ganzjährig besetzte Reviere; nach Abzug aus den Brutgebieten besteht soweit bisher bekannt eine geringe Brutortstreue (BAUER et al. 2005 S. 392). Da Wasserrallen Nestflüchter sind, umfasst die Fortpflanzungsstätte den brutzeitlichen Aufenthaltsraum bis zum Flügg werden der Jungtiere (Eiablage ab Anfang April - Flüggewerden später - Bruten Ende Oktober).

Ruhestätte: Während der Brutzeit sind die Ruhestätten in der Fortpflanzungsstätte enthalten. Am Ende der Brutzeit, hauptsächlich im Juli und August, macht die Wasserralle ihre Vollmauser durch und ist in dieser Zeit für etwa drei Wochen flugunfähig (TAYLOR & VAN PERLO 1998). Die Tiere verbleiben dabei im Brutgebiet. Die in dieser Zeit essenziellen Habitate gehören zur Ruhestätte. Außerhalb der Brut- und Mauserzeit suchen Wasserrallen keine spezifischen Ruhestätten auf. Sie ziehen entweder in ein Überwinterungsgebiet oder bleiben im Gebiet an eisfreien Gewässern. Traditionelle Rastplätze sind nicht bekannt. Die winterliche Ruhestätte ist somit im Regelfall unspezifisch und nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in Gemeindegebiet; Vorkommen in einem Schutzgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Wasserrallen sind typische Vertreter der Ufer- und Verlandungszonen von stehenden und langsam fließenden Gewässern. Sie sind besonders in dichten Röhricht- und Großseggenbeständen zu finden (BAUER et al. 2005, HAAS 1982). Bisweilen werden aber auch kleinere Schilfstreifen an langsam fließenden Gewässern und Gräben besiedelt (MUNLV 2007) sowie temporär überflutete Flussauen und Wiesen. Außerdem kommen sie in Weiden- und Erlenbrüchen und überflutetem Grünland mit Rohrglanzgras, Wasserschwaden, Seggen und Binsen vor (MILDENBERGER 1982).
- Die wichtigste Struktur des Habitats sowohl für den Brutplatz als auch zur Nahrungssuche ist eine dichte hochwüchsige Vegetation aus Schilf, Rohrkolben oder Seggen. Das Habitat liegt meist im flachen Wasser (BRAMBILLA & RUBOLINI 2004, JENKINS & ORMEROD 2002) und hat in der Regel eine mittlere Wasserhöhe von 15 cm STERMIN et al. (2011). Weiterhin ist eine offene, wenigstens einige Quadratmeter große Wasserfläche günstig für die Besiedlung von Wasserrallen.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

Maßnahmen

1. Entwicklung von Gewässern und Verlandungszonen mit Brutplätzen und Nahrungsflächen: Wiedervernässung von Feuchtgebieten (G3.5, G.4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In entwässerten, ehemaligen Feuchtgebieten wird eine Wiedervernässung durchgeführt, so dass in Teilbereichen eine ganzjährige Überstauung gegeben ist. Ein dauerhaft hoher Wasserstand fördert die Ausbreitung der Röhricht- und Riedvegetation und damit die sukzessionsbedingte Verlandung des Gewässers. Wasserrallen bewohnen den dabei entstehenden Komplex aus Verlandungszone und Flachwasserbereich.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Eine nachhaltige Vernässung des Gebietes muss vom Grundwasserstand her möglich sein.
- Idealerweise bereits vorhandene Röhrichtflächen oder dichte Ufersäume.
- Günstig ist die Nähe zu anderen Wasserrallenvorkommen (erhöhte Besiedlungswahrscheinlichkeit).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße.
- Der Wasserstand im Röhricht bzw. im Seggenried soll nach STERMIN et al. (2011) zwischen 10 und 20 cm sein (STERMIN et al. 2011), möglich sind jedoch auch Wasserstände < 10 cm (BECKER schr. Mitt).
- Das Röhricht kann entweder aus Schilf oder Rohrkolben bestehen (BRAMBILLA & RUBOLINI 2004). Seggenrieder sollen aus Großseggen aufgebaut werden (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001). Im NSG Fleuthkuhlen (Kreis Kleve) bevorzugten Wasserrallen hochwüchsige, alte, an Weidengebüsche angrenzende Schilfröhrichte gegenüber niedrigwüchsigen Seggenrieden (WONNEBERGER & LOMME 2001, S. 172).
- Soweit entwässerte Flächen noch deutliche Reliefunterschiede aufweisen, kann durch den Anstau von Wasser ein Mosaik aus Wasserflächen und Verlandungszonen entstehen. Soweit kein entsprechendes Relief zur Bildung von dauerhaft wasserführenden Flächen vorhanden ist, müssen zusätzlich künstliche Senken und/oder Gräben angelegt werden, damit die benötigte Zonierung Flachwasserzone – Schilfröhricht oder Seggenried entstehen kann. Hierfür müssen die Ufer der Gewässer sehr flach ansteigen. Optimal sind Röhrichtgürtel oder Seggenrieder von mehreren Metern Breite in 10 bis 20 cm Wassertiefe, die an eine, wenigstens einige Quadratmeter große offene Wasserfläche grenzen. Ein ansteigendes Uferprofil stellt sicher, dass im Zuge der natürlichen Sukzession über längere Zeiträume während des Verlandungsprozesses stets eine für die Wasserralle optimale Zonierung vorhanden ist.
- Für eine rasche Besiedlung durch eine geeignete Vegetation sind Vorkommen der Röhrichtpflanzen oder Seggen im Umfeld der Maßnahme notwendig (ggf. Auszäunung der Röhrichte als Schutz vor Beweidung / Mahd bzw. Gänsefraß notwendig). Bei der Neuanlage von (Schilf-) Röhricht ist eine detaillierte Prüfung zur Eignung des Standortes (Substrat, Wasserhaushalt) und zur Maßnahmendurchführung erforderlich, da sie ansonsten erfolglos verlaufen kann (z. B. JEDICKE 2000 S. 139). Da insbesondere beim Schilf die Etablierungsrate von Keimlingen gering ist und um die Ausbreitungsgeschwindigkeit zu erhöhen, soll die Neuanlage der Röhrichte über Anpflanzungen erfolgen. Die jeweils geeignete Pflanzmethode (z. B. Wurzelstecklinge, Rhizomballen, Rhizompflanzungen, flächige Vegetationsmatten mit Röhricht) ist auf den Einsatzort abzustimmen (KÜMMERLIN 1993 S. 227, OSTENDORP 2009 S. 133 f.). Schilf vermehrt sich überwiegend vegetativ, günstig sind daher in der Regel mehrere kleinere Pflanzflächen (in die sich das Schilf ausbreitet) anstelle einer großen Pflanzfläche (ROTH et al. 2001 S. 132). Untersuchungen zur Etablierung von Seeuferröhrichten zeigten, dass sich Schilfklone unterschiedlicher Herkunft nach Auspflanzen auf verschiedenen Standorten in ihrem Wachstumsverhalten innerhalb genetisch fixierter Bereiche bewegen. Daher besteht die Anforderung, eine gezielte Auswahl von Schilfklonen entsprechend den lokalen Standortbedingungen und benötigten phänotypischen Eigenschaften des Schilfs zu treffen (KOPPITZ et al. 1997, 1999 in WICHTMANN & TIMMERMANN 2001, S. 494 f.) Zum Schutz der Jungpflanzungen vor Wellenschlag und Fraß durch Vögel (insbesondere Gänse) oder Säuger (Nutria) müssen ggf. wasser- und landseitig Absperrungen errichtet werden. Wichtig für den Erfolg ist weiterhin das Erhalten der optimalen Pflanzzeit im zeitigen Frühjahr (FISELIUS et al. 1995, HERRMANN et al. 1993, KÜMMERLIN 1993). Bei größeren Gewässern sind begleitende Maßnahmen wie flache Gestaltung der Uferzonen, Errichtung von Vorschüttungen zum Schutz vor Ufererosion und mechanischer Belastung zu prüfen (FISELIUS et al. 1995). Über die Neuanpflanzung von Röhrichten berichten neben o. g. Autoren auch WICHTMANN & TIMMERMANN (2001), SCHROTH (1989) sowie AKERS & ALLCORN (2006) auf großer Fläche mittels rhizomhaltiger Bodenübertragung. Allgemeine Hinweise zur Anpflanzung von Röhrichten und Beispiele finden sich z. B. bei

ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.), ausführliche Anleitungen für britische Projekte, insbesondere in Kiesgruben, bei RSPB (1990), HAWKE & JOSÉ (1996) und WHITE & GILBERT (2003).

- Bei starkem Vorkommen von Wildschweinen ggf. Auszäunung der Röhrichte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Sicherung ausreichender Wasserstände muss gegeben sein, sodass ein Großteil des Röhrichts bzw. des Seggenrieds während der Brut- und Aufzuchtszeit stets flach unter Wasser steht.

- Flache Gewässer unterliegen einer raschen Verlandung und müssen je nach Verlandungsgeschwindigkeit geräumt werden (Durchführung im Winter außerhalb der Brutzeit).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Gehölze im Bereich der Maßnahmen können verbleiben, da Wasserrallen bei einem Vorkommen von Röhricht und einem geeigneten Wasserstand auch in lichten Weiden- und Erlenbrüchen vorkommen (MILDENBERGER 1982, 1969).

- Auf Maßnahmenflächen für die Wasserralle darf die Schilfmahd, wenn überhaupt nur teilweise und im Wechsel verschiedener Jahre erlaubt werden. Die Wasserralle bewohnt in der Regel das Altschilf (HOFEDITZ & BRUNS 2010) und wird durch Schilfmahd negativ beeinflusst (BERNDT et al 2003).

- Das Ausheben eines Netzes aus tieferen Gräben bei der Oberflächengestaltung der Maßnahmenfläche verhindert das zu schnelle Vordringen der Röhrichte, sodass die Verlandung verlangsamt wird. Diese Gräben sollten mindestens 1,5 m breit und 1 m tief sein, um die Rhizome von Schilf und Rohrkolben zu stoppen (GARNIEL 1993, S. 284, HAWKE & JOSÉ 1996).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Erweiterung von (Röhricht-) Ufersäumen ausgehend von schmalen, vorhandenen Beständen (z. B. durch Auszäunung): Wirksam innerhalb von 2 bis 5 Jahren.

- Neuanlage von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung wird von einem Zeitraum von bis zu 5 Jahren ausgegangen, bis der für die Wasserralle notwendige Zustand erreicht wird. RASKIN (mdl., siehe Maßnahme „Entwicklung von Gewässern und Verlandungszonen mit Brutplätzen und Nahrungsflächen“) berichtet von einem Projekt an einem Regenrückhaltebecken, wo nach Anpflanzung von Uferröhrichten nach 2 Jahren ein Lebensraumpotenzial für die Wasserralle angenommen wird. KLOSE (2002 S. 34) stuft die Art 2 Jahre nach Wiedervernässung einer ca. 9 ha großen Grünlandniederung (Klenzauer See bei Eutin, Schleswig-Holstein) als Brutvogel ein.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Ökologie und Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind bei günstiger Ausgangssituation kurzfristig, ansonsten mittelfristig entwickelbar.

- Spezifische wissenschaftliche Untersuchungen, wie sich Vernässungsmaßnahmen auf den Bestand der Wasserrallen auswirken, sind nicht vorhanden. Es liegen jedoch aus wiedervernässten Gebieten Berichte über positive Bestandsveränderungen bzw. Neubesiedlungen durch die Wasserralle vor (z.B. BAUER & BERTHOLD 1997, BECKERS 2002, GLOE 2002, GÖCKING et al. 2003, KLOSE 2002 S. 34, SCHMIDT, 2002, WEGGLER et al. 2004).

- Maßnahmen zur Förderung von Röhrichten erfordern aus den o. g. Gründen eine genaue Vorbereitung. Weiterhin sind Wiedervernässungen in der Regel großflächig und planungsaufwändig. Daher ist im Falle einer CEF-Bindung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

2. Entwicklung von Gewässern und Verlandungszonen mit Brutplätzen und Nahrungsflächen: Optimierung von verlandeten Gewässern zur Wiederherstellung der Flachwasser- und Verlandungszone (G3, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Die Sukzession von stehenden Gewässern führt mittelfristig zu einer vollständigen Verlandung, sodass vor allem die für die Wasserralle notwendige Flachwasserzone verschwindet. In verlandeten Gewässern fehlen der Wasserralle die flach überstauten Röhrichtzonen und Seggenriede. Zur Optimierung des Habitatangebotes der Wasserralle in einem verlandenden Gewässer werden Ausbaggerungsarbeiten und / oder Maßnahmen zur Optimierung des Wasserstandes durchgeführt, so dass in Teilbereichen wieder offene Wasserflächen bzw. frühe Sukzessionsstadien entstehen.

Maßnahme ist nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Verlandete Gewässer (auch Kiesgruben, Regenrückhaltebecken, Klärteiche, Rieselfelder.) ab einer Größe von ca. 2000 qm mit einer für die Wasserralle geeigneten Ufervegetation. Günstig ist die Nähe zu anderen Wasserrallenvorkommen in der Umgebung (erhöhte Besiedlungswahrscheinlichkeit).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße.
- Die Wasserralle benötigt einen flach überstauten Röhrichtgürtel oder ein flach überstautes Seggenried an einem stehenden oder langsam fließenden Gewässer (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1994). Der Wasserstand im Röhricht bzw. im Seggenried soll nach STERMIN et al. (2011) zwischen 10 und 20 cm sein (STERMIN et al. 2011), möglich sind jedoch auch Wasserstände < 10 cm (BECKER schr. Mitt vom 9. 4.2012.). Das Röhricht kann entweder aus Schilf oder aus Rohrkolben bestehen (BRAMBILLA & RUBOLINI 2004). Seggenrieder sollten aus Großseggen aufgebaut werden (HÖLZINGER & BOSCHERT 2001). Im NSG Fleuthkuhlen (Kreis Kleve)

bevorzugten Wasserrallen hochwüchsige, alte, an Weidengebüsche angrenzende Schilfröhrichte gegenüber niedrigwüchsigen Seggenrieden (WONNEBERGER & LOMME 2001, S. 172).

- Bei Ausbaggerungsarbeiten muss der Umfang von Fall zu Fall festgelegt werden. Es sollen jedoch stets einige Bereiche mit Röhrichten und Seggenriedern ausgespart werden, die zum einen als Ausbreitungszentren für die Pflanzen dienen, aber auch kontinuierlich als Nistplatz, soweit eine Überstauung weiterhin gegeben ist. Es soll ein abwechslungsreiches Relief mit vertieften Bereichen (Wassertiefe > 1 m) und flachen Abschnitten angelegt werden, damit der benötigte Komplex aus Flachwasserzone und Röhricht bzw. Seggenried möglichst langfristig stabil bliebt. Hierfür müssen die Ufer der Gewässer flach ansteigen. Optimal sind Röhrichtgürtel oder Seggenrieder von mehreren Metern Breite in 10 bis 20 cm Wassertiefe, die an eine offene Wasserfläche grenzen. Ein ansteigendes Uferprofil stellt sicher, dass über längere Zeiträume während des Verlandungsprozesses stets eine für die Wasserralle optimale Zonierung vorhanden ist. Wassertiefen von über 1 m Tiefe werden nicht vom Röhricht besiedelt, so dass eine erneute Ausbaggerung zur Wiederherstellung des für die Wasserralle notwendigen Lebensraumkomplexes deutlich später anfallen wird.
- Je nach Ausgangssituation kann zusätzlich oder separat ein Anheben des Wasserstandes notwendig sein, um hinreichende Wasserstände in der Verlandungszone wiederherzustellen bzw. um die Bedingungen für Röhrichtpflanzen zu verbessern (vgl. Maßnahme Wiedervernässung von Feuchtgebieten
- Ggf. Anpflanzung von Röhrichten (vgl. Maßnahme Wiedervernässung von Feuchtgebieten).
- Bei starkem Vorkommen von Wildschweinen ggf. Auszäunung der Röhrichte.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die Sicherung ausreichender Wasserstände muss gegeben sein, sodass ein Großteil des Röhrichts bzw. des Seggenrieds während der Brut- und Aufzuchtzeit stets flach unter Wasser steht.
- Flache Gewässer unterliegen einer raschen Verlandung und müssen je nach Verlandungsgeschwindigkeit geräumt werden (Durchführung im Winter außerhalb der Brutzeit).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Auf Maßnahmenflächen für die Wasserralle darf die Schilfmahd wenn überhaupt, nur teilweise und im Wechsel verschiedener Jahre erlaubt werden. Die Wasserralle bewohnt in der Regel das Altschilf (HOFEDITZ & BRUNS 2010) und wird durch Schilfmahd negativ beeinflusst (BERNDT et al 2003).
- Die Anlage von tiefen Gewässerteilen verhindert das zu schnelle Vordringen der Röhrichte, sodass die Verlandung verlangsamt wird. Diese Gewässerteile sollten mindestens 1,5 m breit und 1 m tief sein, um die Rhizome von Schilf und Rohrkolben zu stoppen (GARNIEL 1993, S. 284, HAWKE & JOSÉ 1996).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Soweit zur Optimierung nur offene Wasserzonen hergestellt werden müssen, eine zur Besiedlung geeignete Verlandungszone (Röhricht oder Seggenried, während der Brut- und Aufzuchtzeit 10 bis 20 cm überstaut) jedoch bereits vorhanden ist, ist die Wirksamkeit bereits für die nächste Brutperiode gegeben.
- Die Wiederherstellung von für die Wasserralle geeigneten Verlandungszonen kann innerhalb von bis zu 5 Jahren erreicht werden, wenn geeignete Pflanzen in ausreichender Verteilung auf der Maßnahmenfläche verbleiben, von denen aus die Wiederbesiedlung der freigeräumten Bereiche erfolgt.
- Anpflanzung von Röhrichten: Nach LfU (2006, S. 19) ist mit einer Zeitdauer von 5-10 Jahren zu rechnen, bis ein Großröhricht seine ökologische Funktion weitgehend erreicht hat (Ausgangssituation: Spontanbesiedlung). Bei einer Anpflanzung wird von einem Zeitraum von bis zu 5 Jahren ausgegangen, bis der für die Wasserralle notwendige Zustand erreicht wird.
- RASKIN (mdl.) berichtet von einer Aufwertungsmaßnahme an einem künstlichen Regenrückhaltebecken im

Ruhrgebiet. Auf ca. 1000 qm wurden Röhrichte und Seggenriede im Verbund mit offenen Wasserflächen bei dauerhafter Wasserführung im Spätsommer angelegt. Dazu wurden 5000 Schilf-Pflanzeinheiten sowie jeweils 1.250 Einheiten vom Breitblättrigen Rohrkolben und Sumpfsegge (durchschnittlich ca. 4 Pflanzen / qm) eingesetzt. Zusammen mit bereits vorhandenen kleinflächigen Röhricht- und Riedsäumen entlang eines Grabens ergab sich ein potenzieller neuer Wasserrallen-Lebensraum von knapp 2000 qm. Die Entwicklung des Pflanzbestandes entspricht bisher voll den Erwartungen. Nach 20 Monaten sind keine Ausfälle in nennenswertem Umfang beobachtet worden. Im Verbund mit dem bestehenden Röhricht- und Riedbestand längs der Flutungsrinnen ist bei permanenter Wasserführung von einer Funktionalität als Lebensstätte der Wasserralle innerhalb von 2 Jahren auszugehen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind entwickelbar.
- SCHLEEF & WALTER (2001) berichten von Optimierungsmaßnahmen an ehemaligen Rieselfeldern bei Bielefeld (mit Anlage von Gewässern, Einzäunung zur Beweidung, Besucherlenkung). Nach Abschluss der Maßnahmen im Frühjahr 1998 verdoppelte sich ihr Bestand von 3 Paaren (1997, 1998) auf 6 Paare (1999, 2000, ebd. S. 55). Auch aus anderen wiedervernässten Gebieten liegen Berichte über positive Bestandsveränderungen und Neubesiedlungen durch die Wasserralle vor (z.B. BAUER & BERTHOLD 1997, GÖCKING et al. 2003, WEGGLER et al. 2004).
- BECKER (2008) berichtet von der Nutzung eines ehemaligen Teiches einer Eisenerz-Waschanlage bei Goslar als (Wurzelraum-) Kläranlage seit 1974. Die sich auch aufgrund des nährstoffreichen Klärwassers vergrößernde Schilfzone bot den Vögeln immer mehr Lebensraum, so dass die Siedlungsdichte von 3 Paaren / 10 ha in den 1970er Jahren auf 30 Paare / 10 ha (2008) um das Zehnfache gestiegen ist. Die Wurzelraumkläranlage hat sich zu einem der bedeutendsten Brutgebiete der Wasserralle im südlichen Niedersachsen und zu einem wichtigen Überwinterungsplatz entwickelt (ebd. S. 391).
- Die Maßnahmen sind in der Regel umfangreich und planungsaufwändig. Daher ist im Falle einer CEF-Bindung ein maßnahmenbezogenes Monitoring vorzusehen

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für die Wasserralle bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen bezüglich der Brut- und Nahrungshabitate.

Quellen:

Akers, P.; Allcorn, R. I. (2006): Reedbed creation through excavation of dry grassland and infilling of former gravel workings at Dungeness RSPB reserve, Kent, England. Conservation Evidence 3: 94-95.

Bauer, H.-G.; & Berthold, P. (1997): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula-Verlag, Wiesbaden, 715 S.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (Hrsg.) (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Band 1, Nonpasseriformes

– Nichtsperlingsvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.

Becker, P. (2008): Zum Vorkommen der Rallen Rallidae im ehemaligen Klärteich der „Grube Ida“ bei Othfresen, Landkreis Goslar, Südniedersachsen. Vogelkundliche Berichte Niedersachsen 40: 389-398.

Beckers, B. (2002): Die Disselmersch. ABU Info 25/26 (2001/2002): 12-21.

Brambilla, M.; & Rubolini, D. (2004): Water Rail *Rallus aquaticus* breeding density on habitat preferences in northern Italy. Ardea, vol. 92 (1), 11-17.

Berndt, R.K.; Koop, B.; Struwe-Juhl, B. (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.

Fiselius, B.; Hemm, K.; Schäfer, C.; Seip, S. (1995): Lebensraum Röhricht. Ökologische Bedeutung, Gefährdung, Schutz. Broschüre, herausgegeben vom Naturschutzzentrum Hessen und der Hessischen Gesellschaft für Ornithologie. Wetzlar, 36 S.

Garniel, A (1993): Die Vegetation der Karpfenteiche Schleswig-Holsteins. Inventarisierung – Sukzessionsprognose – Schutzkonzepte. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 45, 322 S.

Gloe, P. (2002): Zur Vogelwelt der Lundener Niederung im Westen Schleswig-Holsteins vor und nach der Wiedervernässung des Mötjensees. Corax 19: 67-92.

Glutz von Blotzheim, U.N.; Bauer, K.M.; Bezzel, E. (1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 5: Galliformes und Gruiformes 2. Aufl. Aula-Verlag, Wiesbaden, 699 S.GUILLEMAIN, M., O. DEVINEAU, A.-L. BROCHET, J. FUSTER, H.

Göcking, C.; Schwartze, P.; Walter, B.; Willigalla, C. (2003): Die Ems in NRW – ausgewählte Beispiele aus Sicht des Naturschutzes. NUA-Heft 13, 25-36.

Haas, C.. (1982): Abhängigkeit des Vorkommens der Wasseralle *Rallus aquaticus* vom Wasserstand. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 21,129–136.

Hawke, C.J. & José, P.V. (1996): Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. RSPB, Sandy, UK.

Herrmann, B.; Seidel, V.; Schwarz, A. (1993): Praktische Erfahrungen bei der Ansiedlung von Röhricht an Kies- und Sandabbaustätten. Limnologie aktuell 5: 207-216.

Hölzinger, J.; & Boschert, M. (2001): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 2.2: Nicht-Singvögel 2. Tetraonidae (Rauhfußhühner) – Alcidae (Alken). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, 880 S.

Hofeditz, F.; & Bruns, H.A. (2010): Brutvögel im Gotteskoogseegebiet 2010.

Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.

Jenkins, R.K.B.; & Ormerod, S.J. (2002): Habitat preferences of breeding Water Rail *Rallus aquaticus*. Bird Study, 49:1, 2-10.

Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38.

Kümmerlin, R. E. (1993): Schilf- und Rohrkolbenpflanzversuche am Bodensee-Untersee. Limnologie aktuell 5: 217-227.

LfU Bayerisches Landesamt für Umwelt (2006, Hrsg.): Entwicklungszeiträume von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen. Arbeitshilfen zur Entwicklung und Erhaltung von Ökoflächen. 29 S.

Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.

MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen (Hrsg.) (2007): Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen: Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdungen, Maßnahmen. Düsseldorf, 257 S.

ÖKON Vegetationstechnik GmbH (o. J.): Handbuch naturnaher Wasserbau. http://www.oekon-vegetationstechnik.de/oekon/Handbuch.html, Abruf 28.4.2011.

Ostendorp, W. (2009): Schutz, Ansiedlung und Pflege von Röhrichten. In Zerbe, S.; Wiegleb, G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, S. 133-135.

Peitzmeier, J. (1969): Avifauna von Westfalen. Abh. Landesmus. Naturk. Münster 31, Heft 3: 1-395.

Roth, S.; Seeger, T.; Poschlod, P.; Pfadenhauer, J.; Succow, M. (2001): Etablierung von Röhrichten und Seggenrieden. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer-Verlag Stuttgart, S. 125-134.

RSPB [Royal Society fort he Protection of Birds] (1990): Gravel pit restoration for wildlife –a practical manual.RSPB, Bedfordshire, UK.

Schleef, J., & B. Walter (2001): Brut- und Gastvögel nehmen Neuanlage von Gewässern an. LÖBF-Mitt. 2001/2: 52-56.

Schmidt, E. (2002): Die Entwicklung der Vogelwelt eines aufgelassenen Polderteils bei Langen Jarchow (Ldkrs. PCH und NWM). Nat.schutzarb. Mecklenbg.-Vorpomm. 45,1: 35-41.

Schroth, M. (1989): Erfolgreiche Ansiedlung der Rohrweihe (Circus aeruginosus) im Kreis Offenbach durch Schilfpflanzung. Eine Anregung und Anleitung zur Schaffung neuer Biotope. Vogel und Umwelt 5: 137-141.

Stermin, A. N.; Pripon, L.R.; David, A.; Coroiu, I. (2011): Wetlands management for Little Crake (Porzana parva) conservation in a „Natura 2000" site. 2nd International Conference on Environmental Science and Development. IPCBEE, vol. 4, 91-94.

Taylor, B.; van Perlo, B. (1998): Rails – A Guide to the Rails, Crakes, Gallinules and Coots of the World. Pica Press, Sussex, 600 S.

Weggler, M.; Dähler, H.; Dössegger,H.-U.; Gysel, S.; Hangartner, R.; Hunkeler, W.; Mühlethaler, E.; Müller, W. (2004): Langfristige Entwicklung kleiner Brutvogelbestände in Feuchtgebieten im Kanton Zürich. Der Ornithologische Beobachter 101, 55 –74.

White, G.J., & Gilbert, J.C. (eds) (2003): Habitat creation handbook for the minerals industry. RSPB, Sandy, UK.

Wichtmann, W.; Timmermann, T. (2001): Umweltverträgliche Erzeugung nachwachsender Rohstoffe – Die Schilf-Experimentieranlage Biesnbrow (Randow-Welse-Flußmoor). In Succow, M.; Joosten, H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. 2. Auflage. E. Schweizerbart´sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, S. 492-497.

Wonneberger, G., & J. Lomme (2001): Erfahrungsbericht über die Erfassung von Wasserrallen (Rallus aquaticus) mit Klangatrappe im Naturschutzgebiet Fleuthkuhlen, Kreis Kleve. Charadrius 37: 168-175.

Wespenbussard *Pernis apivorus* ID 74

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☐ „Enge Abgrenzung“ ☒

Fortpflanzungsstätte: Wespenbussarde bauen ihre Nester (Horste) selbst, können aber auch Horste anderer Arten übernehmen. Der Wespenbussard baut häufiger als andere Greifvögel einen neuen Horst (AG Greifvögel NWO 2000 S. 70). Die Horststandorte können dabei relativ weit voneinander entfernt sein, da bei Rückkehr aus dem Winterquartier die Vorjahreshorste oft z. B. von Mäusebussard oder Habicht besetzt sind (AG Greifvögel NWO 2000, S. 73; STAUDE 1978). Als Fortpflanzungsstätte wird das genutzte Nisthabitat (Gehölze ab mittlerem Baumholz) im Umkreis von bis zu 300 m (entsprechend der Horstschutzzone in MKULNV 2010) um den aktuell nachgewiesenen Horststandort / das Revierzentrum aufgefasst. Wechselhorste sind einzubeziehen, wenn sie als solche erkennbar sind. Eine Abgrenzung von essenziellen Habitaten ist für den Wespenbussard aufgrund der breiten Einnischung von Erdwespen (Hauptnahrungsquelle) n der Regel nicht erforderlich.

Ruhestätte: Wespenbussarde nächtigen / ruhen in Gehölzen. Die Ruhestätte ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Kreisgebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren:

- Bruthabitate: Waldränder (bis ca. 200 m) von ausgedehnten Wäldern mit alten Laubbäumen, bei Lichtungen auch im Waldesinneren (KOSTRZEWA 2001, S. 13). Die Art bevorzugt reich strukturierte Landschaften mit feuchten Laub- und Mischwäldern (MILDENBERGER 1982, S. 176, MEBS in NWO 2002, S. 60).
- Nahrungshabitate: Neben offenen Gebieten (BAUER et al. 2005 S. 291) findet die Nahrungssuche nach neueren Telemetrieuntersuchungen bevorzugt auch in (lichten) Wäldern statt (GAMAUF 1999, ZIESEMER 1997, VAN DIERMEN et al. 2009). Der Wespenbussard ernährt sich insbesondere von staatenbildenden Erdwespen sowie von Hummeln, ferner (v. a. bei Mangel an Erdwespen) auch von Ringelwürmern, Spinnen, Amphibien, Reptilien, Kleinsäugern und Nestlingen von Kleinvögeln. Entsprechend sind Habitate mit Vorkommen von staatenbildenden Wespen (z. B. lichte Altholzbestände, sonnenbeschienene Lichtungen, Waldwiesen, junge lückige Aufforstungen, Waldränder, Heiden, Magerrasen etc.) als Nahrungshabitate von Bedeutung; weiterhin auch Extensivgrünland und Feuchtgebiete mit Vorkommen von Amphibien (z. B. Gräben und Tümpel im Wald, v. a. zu Beginn der Brutzeit, KOSTRZEWA 2001, S. 13; GAMAUF 1999).
    - Die vom Wespenbussard für die Nahrungssuche bevorzugten Strukturen können lokal unterschiedlich sein: Bei einer niederländischen Untersuchung (VAN DIERMEN et al. 2009) zeigte sich eine deutliche Bevorzugung von lichtem und strukturiertem Wald, breiten Straßenrändern und weiteren Randzonen, während z. B. Heidezonen u. a. Offenland kaum aufgesucht wurden. Bei Wäldern zeigte sich nach VAN MANEN et al. (2010), dass der Wespenbussard auf trockenen, armen Böden Kiefern mit Laubholz-Unterwuchs bevorzugte, auf feuchteren Böden wurden Laubholzbestände bevorzugt.

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstiges

Maßnahmen

1. Nutzungsverzicht von Einzelbäumen (W1.1) / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen (W1.4)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wespenbussarde brüten meist am Waldrand bzw. in der Nähe von Waldlichtungen, teilweise auch in Feldgehölzen. Der Wespenbussard baut häufiger als andere Greifvögel einen neuen Horst und muss dabei aufgrund seiner späten Rückkehr aus dem Winterquartier mit den Standorten auskommen, die nicht bereits durch andere Greifvögel besetzt sind. Daher ist der Wespenbussard in besonderem Maße auf ein ausreichendes Angebot geeigneter Bruthabitate angewiesen. Als Brutplatz optimal geeignete Gehölzbestände werden für den Wespenbussard gesichert, um insbesondere in baumarmen Landschaften ein Angebot an störungsarmen Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu gewährleisten.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden). Weiterhin ist auf eine ausreichende Störungsarmut bezüglich Erholungsnutzung (Touristen, Spaziergänger etc.) zu achten.
- Gehölzbestand mit für den Wespenbussard geeigneten potenziellen Brutbäumen, in der Regel mit mind. mittlerem Baumholz (Brusthöhendurchmesser > 35 cm) innerhalb eines großflächigen Waldstückes (idealerweise mehrere hundert Hektar, mind. > 50 ha, KOSTRZEWA 1991, S. 238) in Waldrandlage (bis 200 m vom Waldrand, KOSTRZEWA 2001, S. 12), Laubwald oder Laubmischwald. Nach MILDENBERGER (1982, S. 176) werden Waldungen von 15-150 ha Größe bevorzugt.
- Geeignete Nahrungshabitate im Umfeld vorhanden

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Brutpaar: Wespenbussarde verfügen in der Regel über mehrere, jahrweise unterschiedlich genutzte Wechselhorste (s. o.). Daher muss die Maßnahmenfläche ausreichend groß sein oder aus mehreren verteilten Einzelflächen im Aktionsraum des Paares bestehen.
- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Orientierungswerte: Die Maßnahme muss die Beeinträchtigung sowohl in quantitativer wie in qualitativer Hinsicht ausgleichen.
- Die Maßnahme kann umgesetzt werden über einen Nutzungsverzicht (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen) oder die Erhöhung des Erntealters (flächenhaft / als Baumgruppe / einzelbaumbezogen).
- Im Verhältnis zu den anderen Greifvögeln kommt der Wespenbussard spät aus dem Winterquartier zurück und muss dann mit den noch unbesetzten Standorten auskommen. Daher ist der Maßnahmenbedarf für den Wespenbussard ggf. etwas größer zu kalkulieren als der für andere Greifvögel.
- Erhalt aller anderen ggf. vorhandenen Bäume mit Großhorsten.
- Die Maßnahmen sind eindeutig und individuell zu markieren (aus der Nutzung genommene Bäume).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☐ nein ☒

- Erhöhung des Erntealters: Bei der Ernte muss gewährleistet sein, dass inzwischen andere Gehölze geeignete Strukturen ausgebildet haben. Solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende

Altbäume nicht eingeschlagen werden.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Keine Standorte in der Nähe zu bekannten Habicht- und Mäusebussardvorkommen, idealerweise zum Habicht ca. 1 bis 1,5 km, zum Mäusebussard ca. 0,5 km.
- Konflikte, die dem Zielzustand u. a. durch mögliche Wegesicherungspflichten entgegenstehen, sind im Vorfeld zu prüfen und bei der Flächenauswahl zu berücksichtigen. Ggf. ist eine Änderung / Aufgabe des Wegenetzes erforderlich, um Waldbereiche flächig aus der Nutzung zu nehmen und aus der erhöhten Sicherungspflicht zu entlassen.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Sofort bzw. in der nächsten Brutperiode.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen stehen kurzfristig bereit bzw. sind bereits vorhanden. Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Wespenbussarde können sich ihre Horste selbst bauen. Die Plausibilität der Wirksamkeit wird vor dem Hintergrund der Artökologie als hoch eingeschätzt.
- Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Wespenbussarde große Aktionsräume haben, innerhalb ihres Aktionsraumes flexibel verschiedene geeignete Bruthabitate nutzen können (Wechselhorste bzw. Horste anderer Arten, s. o.) und da die lokale Bestandsentwicklung auch von habitatunabhängigen Faktoren abhängt (z. B. Verluste auf dem Zugweg, Witterung: BAUER et al. 2005 S. 290 f). Die Zerstörung von (Brut-) Lebensräumen gilt jedoch als eine der Gefährdungsursachen des Wespenbussards (BAUER et al. 2005 S. 290), so dass Maßnahmen zum Erhalt / Pflege von Altholzbeständen z. B. von BAUER et al. 2005, HÖLZINGER 1987, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 149, NLWKN 2010, SCHINDLER 1997 empfohlen werden und davon ausgegangen werden kann, dass die Art bei Bedarf die geeigneten Maßnahmenflächen annimmt. Daher besteht grundsätzlich eine hohe Eignung der Maßnahme.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☐
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme im Einzelfall klären)

2. Optimierung von Nahrungshabitaten im Offenland (Grünland, Waldränder) (O1.1, O4.2, O4.3)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Offenlandflächen mit einem hohen Insektenaufkommen (insbesondere Erdwespen) sind für den Wespenbussard von besonderer Bedeutung für die Nahrungssuche. Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem besonnte

Waldränder, Säume, Lichtungen und besonntes Offenland mit Grenzlinien und entsprechendem Insektenreichtum geschaffen und gepflegt werden. Diese Standorte werden von den Hauptbeutearten Gemeine und Deutsche Wespe häufig als Neststandorte gewählt (ZAHRADNIK 1985, S. 132, 135). Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Wespenbussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch punktuelle mehrere, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Wenig wüchsige bis magere, aktuell verbrachte Offenland-Standorte (z. B. verbrachte / verbuschte Magerrasen, Halbtrockenrasen, Heiden, mesophiles Grünland); verbrachte Streuobstbestände; verbrachte Waldlichtungen; ferner Acker und Intensiv-Grünland (zur Umwandlung in Extensivgrünland).
- Für Mäuse / Maulwürfe geeignetes Substrat: keine staunassen Standorte (Mäuse- und Maulwurfsbauten werden von Vespula germanica und V. vulgaris als Niststätte genutzt).
- Idealerweise in Waldrandnähe und sonnenexponierter Lage. Besonnung vorhanden oder nach Freistellung möglich.

Anforderungen an Qualität und Menge

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme „Optimierung von Waldbereichen (Auflichtungen, Anlage von Schneisen, Anlage von Waldlichtungen“). Bei streifenförmiger Anlage, Breite der Streifen > 6 m (LANUV 2010); idealerweise > 10 m.
- Erstinstandsetzung von verbrachten / verbuschten Magerrasen, Halbtrockenrasen, Heiden, mesophilem Grünland, Streuobstbeständen, z. B. durch Mahd oder Entkusselung bei starkem Gehölzaufkommen (Beschattung). Hinweise auf günstige (ehemalige) Standorte können Angaben in alten Messtischblättern liefern.
- Umwandlung von Intensiv-Grünland / - Acker in Extensiv-Grünland: Grundsätzlich gelten die allgemeinen Vorgaben zur Herstellung und Pflege von Extensivgrünland (siehe Maßnahmenblatt Extensivgrünland).
    - Die Grünlandflächen weisen bei Mahd je nach Wüchsigkeit regelmäßig neu gemähte „Kurzgrasstreifen“ und höherwüchsige, abschnittsweise im mehrjährigen Rhythmus gemähte Altgrasstreifen / Krautsäume auf. Die Form von Alt- und Kurzgrasstreifen richtet sich nach den lokalen Bedingungen (gerade oder geschwungene Streifen). Die Streifenform ist wegen des hohen Grenzlinieneffekts wichtig (BOSSHARD et al. 2007, FUCHS & STEIN-BACHINGER 2008, MÜLLER & BOSSHARD 2010, Schweizer Vogelschutz SVS & BirdLife Schweiz 2010, SIERRO & ARLETTAZ 2007). Die Mindestbreite einzelner Streifen beträgt > 6 m, idealerweise > 10 m. Die „Altgrasstreifen“ sollen als Kleinsäuger- und Insektenhabitat dienen, während die „Kurzgrasstreifen“ für die Zugriffsmöglichkeit auf Kleinsäuger wichtig sind. Da in den ersten Tagen nach der Mahd die Nutzungsfrequenz und der Jagderfolg von Greifvögeln besonders hoch sind (ASCHWANDEN et al. 2005 für Turmfalke und Waldohreule, SZENTIRMAI et al. 2010 für die Wiesenweihe, MAMMEN et al. 2010 für den Rotmilan bei Luzerne, PEGGIE et al. 2011 für den Turmfalken), sollen die Flächen in der Vegetationsperiode ca. alle 2-3 Wochen (Anpassung an die Wüchsigkeit erforderlich) gemäht werden, möglich ist auch eine Staffelmahd innerhalb einer Fläche (PEGGIE et al. 2011 S. 397) oder über verschiedene Flächen hinweg.
    - Bei einer Beweidung ist die Beweidungsintensität so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und langrasigen Strukturen gewährleistet.
    - Je nach Ausgangsbestand kann es sich anbieten, den Anteil der Kräuter zu erhöhen, um das Insektenangebot zu erhöhen.
- Offenhaltung von besonnten Böschungen.

- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Ansitzwarten (GAMAUF 1999, ZIESEMER 1997) z. B. durch Pfähle.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Gewährleistung einer ausreichenden Besonnung; Offenhaltung bei starkem Aufkommen von Gehölzen (Beschattung).

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Kurzrasige Strukturen der Bodenvegetation sind für den Wespenbussard nicht in dem Maße wie bei anderen Greifvögeln (z. B. Rotmilan, Mäusebussard) notwendig. Für den Wespenbussard sind Insektennester auch in unübersichtlichen Lebensräumen mit hoher und dichter Bodenvegetation allem Anschein nach ebenfalls gut erreichbar (z. B. im Brennnesseldickicht, GAMAUF 1999 S. 70; ZIESEMER 1997 S. 31).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren. Bei Neuanlage oder Notwendigkeit einer Ausmagerung innerhalb von bis zu 5 Jahren.
- Die Maßnahme umfasst verschiedene Vegetationstypen. Für den Maßnahmenerfolg ist primär nicht das Vorhandensein einer bestimmten Pflanzengesellschaft entscheidend, sondern die entsprechende Struktur, die eine Besiedlung durch die Hauptnahrungstiere des Wespenbussards ermöglicht bzw. verbessert.
- Die für den Wespenbussard wesentlichen Wespenarten Vespula germanica und V. vulgaris weisen einjährige Staaten auf: Das Insektenvolk stirbt bis auf die begatteten Jungköniginnen ab, die im nächsten Frühjahr einen neuen Staat bilden. Dabei wird das alte Nest nicht wieder verwendet, sondern ein neues gebaut. Beide Arten bauen ihre Nester oft in Mäuse- oder Maulwurfsbauten an den oben aufgeführten Standorten (ZAHRADNIK 1985, S. 132, 135; RIPBERGER & HUTTER 1997 S. 84 ff.). Intensiv bewirtschaftete Äcker und Grünlandflächen werden vom Wespenbussard gemieden, da das Aufkommen von den Hauptnahrungstieren hier gering ist (z. B. durch Pflügen und Pestizidverwendung im Acker) und da hier in der Regel keine Ansitzwarten zur Verfügung stehen (GAMAUF 1999, S. 69).
- Die beiden genannten Wespenarten sind in Deutschland und NRW häufig, flächenhaft verbreitet und ungefährdet (ESSER et al. 2009). Daher kann eine kurzfristige Annahme geeigneter Flächen durch die Wespen erwartet werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die Habitatansprüche des Wespenbussards und seiner Nahrungstiere sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur zahlreich empfohlen (z. B. BAUER et al. 2005, LWF 2008, MEBS & SCHMIDT 2006, S. 149, NLWKN 2010, SCHINDLER 1997). Wissenschaftlich dokumentierte Nachkontrollen liegen nicht vor und sind mit derzeitigen Methoden für konkrete Flächen nur begrenzt und mit hohem Aufwand nachweisbar, da Wespenbussarde große Aktionsräume haben und innerhalb ihres Aktionsraumes flexibel verschiedene geeignete Nahrungshabitate nutzen können. Die Plausibilität der Maßnahme wird jedoch von der Artökologie her als hoch eingestuft.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen ☐
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☒
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

3. Optimierung von Waldbereichen (Auflichtungen, Anlage von Schneisen, Anlage von Waldlichtungen) (W2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Lichte Waldbestände mit einem hohen Insektenaufkommen (insbesondere Erdwespen) sind für den Wespenbussard von besonderer Bedeutung für die Nahrungssuche. Die Nester der Wespenarten finden sich neben den bei Maßnahme „Optimierung von Nahrungshabitaten im Offenland (Grünland, Waldränder)“ genannten Standorten v. a. auf sonnenbeschienenen Lichtungen, in jungen lückigen Aufforstungen, an Waldrändern, Schneisen oder in lichten Altholzbeständen (KOSTRZEWA 2001, S. 11, GAMAUF 1999, ZAHRADNIK 1985, S. 132, 136). Die Maßnahme stellt günstige Nahrungshabitate bereit, indem einschichtige Waldränder strukturiert und geschlossene, lichtarme Waldstadien (v. a. Dickungsphase) aufgelichtet und gepflegt werden. Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Wespenbussards ist eine flächendeckende Neuanlage / Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☒ nein☐

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Möglichst zentral im Aktionsraum der betroffenen Paare.
- Junge, dichte, beschattete Waldbestände (Laubholz oder Nadelholz).
- Für Mäuse / Maulwürfe geeignetes Substrat: Keine staunassen Standorte (Mäuse- und Maulwurfsbauten werden von Vespula germanica und V. vulgaris als Niststätte genutzt).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung; als Faustwert werden für eine signifikante Verbesserung des Nahrungsangebotes pro Paar insgesamt mind. 2 ha Maßnahmenfläche im Aktionsraum empfohlen (möglich in Kombination mit Maßnahme Optimierung von Nahrungshabitaten im Offenland (Grünland, Waldränder)“.
- Aufbau und Pflege von gestuften Waldrändern. Das folgende Schema nach RICHERT & REIF (1992) bzw. KÖGEL et al. (1993) ist je nach lokaler Situation (Baumartenzusammensetzung, Exposition o. a.) anzupassen (vom Wald in Richtung Nutzungsgrenze): 1. Buchtige Auflichtung des Ausgangsbestandes bis auf 30-50 m; Förderung von Lichtbaumarten (ggf. Anpflanzung von Laubhölzern bei Ausgangsbestand Nadelholz). 2. Strauch- und Baummantel auf (6-) 10 m Breite: Sukzession (v. a. bei mehreren bereits vorhandenen geeigneten Sträuchern); alternativ buchtige Anpflanzung standortsheimischer Gehölze unter Ausnutzung ggf. bereits vorhandener Einzelsträucher. Wechsel von sonnigen und schattigen Buchten, mit einzel- und gruppenweiser Anpflanzung sowie Pflanzlücken. 3. Blütenreicher Stauden- und Krautsaum: Mahd in mehrjährigem Abstand zur Verhinderung des Vordringens von Gehölzen, ggf. vorherige Ausmagerung durch häufigeres Mähen.
- Strukturierung von bisher artenarmen, einschichtigen und dichten Beständen durch Anlage von besonnten kleinen Lichtungen und Schneisen. Mindestlänge Schneise 25 m mit Breite > 5m, Mindestgröße Lichtung 100 qm, Besonnung muss gewährleistet sein. Bei Nadelholz-Reinbeständen weiterhin Strukturierung durch truppweise Beimischung heimischer, standortsgemäßer Arten (insbesondere Laubholz inklusive Pionierbaumarten) bei Erhalt von Nadelholz-Anteilen zwischen 30 und 60 % .

- Die anschließende Offenhaltung kann eventuell durch Beweidung z. B. mit Schweinen erfolgen, sofern insgesamt eine bewirtschaftungsfähige Gesamtfläche vorhanden ist. Mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG sind zu beachten.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Pflegearbeiten (Freistellung) zur Sicherstellung der sonnigen Lichtungen und Schneisen.
- Waldränder: in den ersten Jahren Pflegearbeiten zur Etablierung der Sträucher. Ggf. je nach Wüchsigkeit abschnittsweises Auf-den-Stock - Setzen der Waldmäntel, um eine Überalterung der Bestände zu verhindern (RICHERT & REIF 1992 S. 152). Regelmäßige Pflege der Saumstreifen ab August je nach Aufkommen von Gehölzen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Mögliche Folgen der Vergrasung / eines hohen Mäusebesatzes für angrenzende Bestände beachten bzw. entsprechende Flächen nicht am Rand der Fläche platzieren.
- Unter der Voraussetzung ausreichend großer, bewirtschaftungsfähiger Flächen kommt auch die Offenhaltung mittels (Wald-)Weide in Betracht. Dann sind mögliche Konflikte mit den Regelungen des LFoG zu beachten.

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Kurzfristig wirksam innerhalb von bis zu 2 Jahren (Lichtungen, Schneisen) bzw. bis zu 5 Jahren (Waldränder) je nach Ausgangsbestand: Innerhalb dieses Zeitraumes kann eine Besonnung und ein krautiger Bewuchs ausgebildet werden. Entsprechende Bereiche werden gerne von Kleinnagern zur Anlage ihrer Bauten benutzt, die dann wiederum das Besiedlungspotenzial für Erdwespen und somit die Eignung als Nahrungshabitat für den Wespenbussard erhöhen.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar Die für den Maßnahmentyp relevanten Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Der Maßnahmentyp wird in der Literatur nicht direkt empfohlen, ergibt sich jedoch indirekt aus Hinweisen und Beobachtungsnachweisen, dass offenere Waldstadien (z. B. Zerfalls-, Zusammenbruchs- und Verjüngungsphasen) für den Wespenbussard günstigere Nahrungshabitate darstellen als geschlossene, lichtarme Bestände (KOSTRZEWA 2001, GAMAUF 1999, S. 69, STEINER 2000, S. 75, VAN DIERMEN et al. 2009). Die Plausibilität der Maßnahme wird daher als hoch eingestuft.
- Bei Durchführung von Waldweide ist aufgrund der in der Regel erforderlichen umfangreichen Maßnahmenplanung ein Monitoring erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☐

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Wespenbussard stehen kurzfristig wirksame Maßnahmentypen zur Sicherung von Bruthabitaten und zur Entwicklung von Nahrungshabitaten zur Verfügung.

Quellen:

Arbeitsgruppe Greifvögel Nordrhein-Westfalen der NWO (2000, Bearb. Cösters, F.; Guthmann, E.; Hausdorf, W.; Mebs, T.; Thissen, J.): Die Bestandsentwicklung und der Bruterfolg des Wespenbussards (Pernis apivorus) in Nordrhein-Westfalen von 1972-1998 mit Angaben zu Revierverhalten, Mauser und Beringungsergebnissen. Charadrius 36 (2): 58-79.

Aschwanden, J.; Birrer, S.; Jenni, L. (2005): Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (Falco tinnunculus) and long-eared owls (Asio otus)? Journal für Ornithologie 146 (3): 279-286.

Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft LWF (2008): Erhaltungsmaßnahmen für waldrelevante Vogelarten in Natura2000-Vogelschutzgebieten (SPA). http://www.lwf.bayern.de/waldoekologie/naturschutz/downloads/waldvoegel/erhaltungsmassnahmen-waldrelevante-vogelarten-natura2000-vogelschutzgebieten-April09.pdf, Abruf 14.4.2011

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Bosshard, A:, Stäheli, B.; Koller, N. (2007): Ungemähte Streifen in Ökowiesen verbessern die Lebensbedingungen für Kleintiere. AGIRDEA Merkblatt, Lindau.

Esser, J.; Fuhrmann, M.; Venne, C. (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Wildbienen und Wespen - Hymenoptera - Aculeata - in Nordrhein-Westfalen, Stand November 2009. http://www.lanuv.nrw.de/natur/arten/rote_liste/pdf/RL-NW10-WILDBIENEN-WESPEN/RL-NW10-4-Faltenwespen.pdf, Abruf 14.4.2011.

Fuchs, S. & Stein-Bachinger, K. (2008): Nature Conservation in Organic Agriculture –a manual for arable organic farming in northeast Germany. www.bfn.de, 144 S.: "M4 Bird Stripes" (im Anhang).

Gamauf, A. (1999): Der Wespenbussard (Perniss apivorus) ein Nahrungsspezialist? Der Einfluß sozialer Hymenopteren auf Habitatnutzung und Home Range-Größe. Egretta 42: 57-85.

Hölzinger, J. (1987 Bearb.): Wespenbussard – Pernis apivorus (Linne, 1758). In: Die Vögel Baden-Württembergs- Band 1: Gefährdung und Schutz, Teil 2: Artenschutzprogramm Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag-Stuttgart, S. 883-888.

Kögel, K.; Achtziger, R.; Blick T.; Geyer, A.; Reif, A.; Richert, E. (1993): Aufbau reichgegliederter Waldränder – ein E+E – Vorhaben. Natur und Landschaft 68 (7/8): 386-394.

Kostrzewa, A. (1991): Die Ökologie des Wespenbussards Pernis apivorus L. in der Niederrheinischen Bucht 1979-89: Dichte, Bruterfolg, Habitatpräferenzen und limitierende Faktoren. Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten 2: 230-254.

Kostrzewa, A. (2001): Wespenbussard (Pernis apivorus). In Kostrzewa, A.; Speer, G. (Hrsg.): Greifvögel in Deutschland. Bestand, Situation, Schutz. 2. Auflage, Aula-Verlag Wiebelsheim, S. 11-16.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf. Abruf 7.6.2011.

Mammen, U.; Mammen, K.; Heinrichs, N.; Resetaritz, A. (2010): Rotmilan und Windkraftanlagen Aktuelle Ergebnisse zur Konfliktminimierung. Folien der Projektabschlusstagung am 8.11.2010, http://bergenhusen.nabu.de/forschung/greifvoegel/berichtevortraege/, Abruf 13.4.2011.

Mebs, T.; Schmidt, D. (2006): Die Greifvögel Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Kosmos-Verlag, Stuttgart.

Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (MKULNV, 2010): Dienstanweisung zum Artenschutz im Wald und zur Beurteilung der Unbedenklichkeit von Maßnahmen in NATURA 2000 Gebieten im landeseigenen Forstbetrieb, Stand: 06.05.2010.

Müller, M.; Bosshard, A. (2010): Altgrasstreifen fördern Heuschrecken in Ökowiesen. Eine Möglichkeit zur Strukturverbesserung im Mähgrünland. Naturschutz und Landschaftsplanung 42 /7): 212-217.

NLWKN (Hrsg.) (2010): Vollzugshinweise zum Schutz von Brutvogelarten in Niedersachsen. Teil 3: Wertbestimmende Brutvogelarten der EU-Vogelschutzgebieten mit Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen – Wespenbussard (Pernis apivorus). – Niedersächsische Strategie zum Arten- und Biotopschutz, Hannover, 7 S. http://www.nlwkn.niedersachsen.de/live/live.php?navigation_id=8083&article_id=46103&_psmand=26, Abruf 14.4.2011.

NWO [Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft] (Hrsg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Beitr. Avifauna NRW Bd. 37, Bonn.

Peggie, C. T.; Garratt, C. M.; Whittingham, M. J. (2011): Creating ephemeral resources: how long do the beneficial effects of grass cutting last for birds? Bird Study 58: 390-398.

Richert, E.; Reif, A. (1992): Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. Berichte ANL 16: 123-160

Ripberger, R.; Hutter, C.-P. (1997): Schützt die Hornissen. Weitbrecht-Verlag, Stuttgart, 119 S.

Schindler, W. (1997): Wespenbussard – Pernis apivorus. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 3. Lieferung.

Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz (2010): Kleinstrukturen-Praxismerkblatt 6. Krautsäume, Borde und Altgras. http://www.birdlife.ch/pdf/saeume.pdf, Download 14.3.2011.

Sierro, A.; Arlettaz, R. (2007): Des bandes herbeuses pour les oiseaux et la petite faune en Valais. Fiche info. Station ornithologique suisse, Sempach.

Staude, J. (1978): Beitrag zu ökologischen und brutbiologischen Fragen bei verschiedenen Greifvogelarten. Ornithologische Mitteilungen 30: 168-174.

Steiner, H. (2000): Waldfragmentierung, Konkurrenz und klimatische Abhängigkeit beim Wespenbussard (Pernis apivorus). Jounal für Ornithologie 141: 68-76.

Szentirmai, I.; Dijkstra, C.; Trierweiler, C.; Koks, B. J.; Harnos, A.; Korndeur, J. (2010): Raptor foraging efficiency and agricultural management: mowing enhances hunting yield of the endangered Montagu's harrier. In Trierweiler, C. (2010): Travels to feed and food to breed. The annual cycle of a migratory raptor, Montagu's harrier, in a modern world. Dissertation Universität Groningen. S. 70-81.

Van Diermen J., Van Manen W. & Baaij E. (2009): Habitat use, home range and behaviour of Honey Buzzards Pernis apivorus tracked on the Veluwe, central Netherlands, using GPS. De Takkeling 17(2): 109-133.

Van Manen, W.; van Diermen, J.; Bouten, W. (2010): Honey buzzard habitat use and ranging on breeding and wintering sites. http://www.uva-bits.nl/project/honey-buzzard-habitat-use-and-ranging-on-breeding-and-wintering-sites/, Abruf 22.11.2011.

Zahradnik, J. (1985): Bienen, Wespen, Ameisen. Die Hautflügler Mitteleuropas. Kosmos Verlag, Stuttgart, 191 S.

Ziesemer, F. (1997): Raumnutzung und Verhalten von Wespenbussarden (Pernis apivorus) während der Jungenaufzucht und zu Beginn des Wegzuges - eine telemetrische Untersuchung. Corax 17: 19-34.

Wiesenpieper Anthus pratensis ID 75

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Wiesenpieper legt sein jedes Jahr neu gebautes Nest gut versteckt in nach oben geschützten Mulden am Boden an, gerne an Böschungen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 648f.). Die Brutortstreue ist in der Regel hoch ausgeprägt, (BAUER et al. 2005 S. 478). Als Fortpflanzungsstätte wird das gesamte Revier abgegrenzt.

Ruhestätte: Der Wiesenpieper nächtigt zur Zugzeit und im Winter gesellig, gerne in etwa 20–50 cm hoher Vegetation (oft Grünland) nahe am Wasser, manchmal auch in niedrigem / geknicktem Schilf oder Rohrkolben, weiterhin auch fern vom Wasser in Getreide-, vor allem aber Raps- und Rübenfeldern. (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 655, HÖTKER 1990 S. 96). Als Ruhestätte werden nur traditionell von Schwärmen genutzte Bereiche abgegrenzt. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. Darüber hinaus ist die Ruhestätte einzelner Tiere nicht konkret abgrenzbar.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Wiesenpieper bevorzugt offenes oder zumindest baum- und straucharmes, etwas unebenes oder von Gräben oder Böschungen durchzogenes Gelände mit kurzrasigem Grünland. Es scheint weniger die Feuchtigkeit als die Vegetationsstruktur von Bedeutung zu sein, denn neben den typischen Habitaten wie Feuchtgrünland kommt die Art teilweise auch an trockeneren Standorten (z. B. Industriegelände, Böschungen, Sandheiden, Acker) vor. Teilweise werden auch ausgedehnte Kahlschläge und Windwurfflächen in hoher Dichte besiedelt, bis die Sukzession einsetzt (z. B. im Süderbergland). Wichtig ist eine gut strukturierte Krautschicht, die Deckung bietet, ohne die Fortbewegung am Boden zu behindern. Derartige Strukturen können sowohl durch Nässe als auch durch Nährstoffarmut bedingt sein kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 643 f.). Hohe Dichten werden in NRW derzeit vor allem in den Uferwällen am Unteren Niederrhein erreicht, wo Grünland durch einen lückig bewachsenen Streifen vom Rheinufer getrennt ist (SCHIDELKE & SKIBBE in SUDMANN et al. 2012).
- Der Wiesenpieper legt sein Nest gut versteckt in nach oben geschützten Mulden am Boden an, gerne an Böschungen. Nahrungsbiotope sind vielfältig, Grabenränder oder feuchte, kurzrasige Flächen werden aber bevorzugt, Hackfrucht- und Getreideäcker kaum oder dann vor allem an vernässen Stellen mit im Wachstum zurückgebliebenen Nutzpflanzen oder flach am Boden liegendem Getreide, die unmittelbare Nähe von Hecken und geschlossenen Vegetation von > 20 cm Höhe werden überhaupt nicht genutzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 643). Günstig sind kurzrasig bewachsene Flächen bis ca. 9 cm Vegetationshöhe (HÖTKER 1990 S. 92).
- Die Toleranz gegenüber Bäumen und höheren Sträuchern ist regional unterschiedlich (hohe Toleranz in Nordeuropa, geringe im mitteleuropäischen Tiefland). In den Mittelgebirgen können Wiesenpieper auch auf Kahlschlägen vorkommen, wenn diese bereits mit 3 m hohen Fichten bewachsen sind, die angrenzenden Bäume der Hochwälder (> 20 m hoch) können dann (mit dem Baumpieper) als Singwarten genutzt werden (HÖTKER 1990 S. 88, FREDE 1997, RIECK 1996). FÖRSTER & FEULNER (1993, Bayern) fanden, dass der Wiesenpieper eine Meidedistanz von 30-60 m zu einem Fichtenwald als vertikale Störkulisse einhielt.
- Singwarten in Form von Weidepfählen, Leitungsdrähten oder die Krautschicht überragenden Einzelpflanzen sind zwar in den meisten Revieren zu finden, scheinen aber nicht entscheidend für die Besiedlung und die Dichte zu sein. Auch in Gebieten ohne solche Strukturen werden hohe Siedlungsdichten erreicht, die Männchen nutzen dann geringe Bodenerhöhungen wie Maulwurfshügel, Grasbulten oder höher aufragende Pflanzen als Singposten bzw. Startplatz für die Singflüge (HÖTKER 1990 S. 88).
- Außerhalb der Brutzeit auf Dauergrünland, besonders wenn dieses feucht, nass oder frisch mit Mist belegt ist; im Herbst und Winter sind Rüben- oder Rapsfelder sowohl als Nahrungshabitate wie auch als Schlafplätze sehr beliebt. Häufig werden überschwemmte Wiesen und Äcker aufgesucht; bei Schneelage außerdem auf Deponien und besonders an Gewässern (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985 S. 644f.).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Entwicklung von Habitaten im Grünland (O1.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

In intensiv genutztem Grünland entstehen für den Wiesenpieper Probleme durch zu frühe Mahd (Mahdverluste der Brut), zu hohe und dichte Vegetation mit zu wenig offenen Bereichen und Nahrungsmangel. In der Maßnahme wird für den Wiesenpieper attraktives Extensiv-Grünland geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Im Tiefland Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder) in der Nähe bis ca. 100 m, im Mittelgebirge auch geringere Abstände möglich.
- Magere (bis maximal mittlere) Standorte, keine wüchsigen Böden (oder vorherige Ausmagerungsphase).
- Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker (Maßnahme Entwicklung von Habitaten im Acker), in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha.
- Wichtig ist, dass das Grünland eine lückige Ausprägung erhält. Grundsätzlich gelten die allgemeinen Angaben im Maßnahmenblatt Extensivgrünland. Weiterhin sind für den Wiesenpieper folgende Aspekte zu beachten.
- Mahd der Fläche in Form einer Staffelmahd mit kurz- und langrasigen Bereichen (BORN et al. 1990 S. 21, HÖTKER 1990 S. 92). Extensive Mahd erst ab Anfang Juli zur Verhinderung von Mahdverlusten. Ein Teil der Flächen soll als „Altgrasstreifen“ oder -fläche nur alle 2-4 Jahre abschnittsweise gemäht werden, bei Streifenform ca. 6-10 m Breite, um im darauffolgenden Frühjahr ausreichend Deckung zu bieten (BORN et al. 1990). Günstige Standorte sind z. B. (Graben-) Böschungen oder Parzellenränder.
- Bei einer Beweidung – idealerweise als Standweide – ist die Besatzdichte so zu wählen, dass der Fraß ein Muster von kurzrasigen und stellenweise langrasigen Strukturen (Nestanlage) gewährleistet, ggf. sind kleine Inseln oder die Parzellenränder auszuzäunen zur Verhinderung von Trittverlusten der Brut. Weideauftrieb ab Mitte Juli (BORN et al. 1990). Die Umzäunung soll zumindest teilweise mit Holzpflöcken erfolgen (Sitzwarten).
- Ggf. (bei feuchtegeprägten Standorten) Wiedervernässung
- Idealerweise werden unbefestigte, gering frequentierte Feldwege mit breiten Säumen in die Maßnahme einbezogen.

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Jährliche Mahd oder Beweidung entsprechend den o. g. Vorschriften.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Unter günstigen Bedingungen (Optimierung aktuell suboptimaler Habitate) Wirksamkeit innerhalb von bis zu 2 Jahren, bei Neuanlage oder Durchführung von Wiedervernässungen innerhalb von bis zu 5 Jahren. Bei Notwendigkeit einer vorigen Ausmagerungsphase ggf. auch länger.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die genannten Maßnahmen werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 479), GFL (2009), HÖTKER (2004), KRATZ et al. (2001) und UHL (2009 S. 37) empfohlen.

- Auf dem Rollfeld (Extensivwiesen) des Köln-Bonner Flughafens nahm der Bestand um etwa 50 Reviere auf 75 Reviere (geringer Teil in der Wahner Heide) zu, was mit einer großflächigeren Mahd in Verbindung gebracht wird (HAUTH & SKIBBE 2010 S. 208).

- In Niedersachsen bevorzugten Wiesenpieper Vertragsnaturschutz-Flächen zur Extensivierung von Dauergrünland (z. B. später Mahdtermin, reduzierte Beweidungsintensität, eingeschränkte Düngung), die Siedlungsdichte lag hier etwa doppelt so hoch wie auf den übrigen Flächen (NSG „Melmmoor Kuhdammoor“, PROLAND 2003, S. 23, 28). Ähnliche Ergebnisse liegen aus der Wesermarsch (HANDKE 1994/95) und aus Schleswig-Holstein vor (NEHLS 2001 für NSG „Alte-Sorge-Schleife“). FACKLER (2010) berichtet von einem starken Bestandsanstieg des Wiesenpiepers nach Extensivierung von Feuchtgrünland beim Altmühlsee (Bayern). In der hessischen Rhön zeigte sich ein deutlicher Bestandsanstieg des Wiesenpiepers nach Durchführung von Fichtenräumung, Wiedervernässung und Grünlandpflege (MÜLLER 1989 S. 191, fast Bestandsverdoppelung von 1987 zu 1988). Nach Renaturierung von Niedermooren in Brandenburg (vorher: komplexmelioriertes Saatgrasland, Weide oder Acker) brüteten Wiesenpieper v. a. am Rand nasser Senken mit spärlicher Vegetation (HIELSCHER 1999). UHL (2009 S. 36) berichtet aus Österreich, dass die Ausweisung von Schutzgebieten allein den Rückgang der Wiesenpieperbestände nicht aufhalten konnte. Relativ positive Trends ließen sich jedoch in manchen Gebieten dort erkennen, wo kurzrasige Feuchtwiesenvegetation durch lang andauernden Nährstoffentzug (Mahd und Düngerverzicht) begünstigt wird oder ähnliche Habitatstrukturen durch extensive Formen der Viehweide geschaffen wurden.

- Die Maßnahme erscheint daher grundsätzlich plausibel. Wegen regionaler Unterschiede in den besiedelten Habitaten und Bestandstendenzen in NRW (z. B. Abnahme im Münsterland) verbleiben Unsicherheiten, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 8.11.2011) lediglich eine mittlere Eignung für den Maßnahmentyp besteht.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☒	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel (bei Notwendigkeit einer Ausmagerung mittelfristige Wirksamkeit beachten)

2. Entwicklung von Habitaten im Acker (O2.1)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Wiesenpieper kommen schwerpunktmäßig auf Grünlandstandorten vor, können jedoch bei Vorhandensein geeigneter Habitate (z. B. langlebige Brachen, Sonderstandorte wie magere Böschungen) auch Ackerlandschaften besiedeln. In der Maßnahme werden für betroffene Brüter in der Agrarlandschaft lückig-magere Ackerbrachen und Säume in der Agrarlandschaft entwickelt.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Gelände mit weitgehend freiem Horizont, keine geschlossenen Vertikalkulissen (große und dichte Baumreihen, Wälder) in der Nähe bis ca. 100 m.
- Keine Umwandlung von Grünland für die Maßnahme. Grundsätzlich sollen in ackergeprägten Gebieten (z. B. Börden) vorrangig Maßnahmen im Acker, in grünlandgeprägten Gebieten (z. B. Auen, Mittelgebirge) vorrangig Maßnahmen im Grünland umgesetzt werden.
- Keine Flächen mit starker Vorbelastung von „Problemkräutern“ (z. B. Ackerkratzdistel, Quecke, Ampfer).
- Lage der streifenförmigen Maßnahmen nicht entlang von frequentierten (Feld-) Wegen.

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte pro Paar: Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung. Bei Funktionsverlust des Reviers mind. im Umfang der lokal ausgeprägten Reviergröße und mind. 1 ha Brachfläche.
- Grundsätzlich sollen bei den folgenden Maßnahmen im Regelfall keine Düngemittel und Biozide eingesetzt werden und keine mechanische Beikrautregulierung erfolgen. Ansonsten sind die im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz NRW (LANUV 2010), nach denen sich die im Folgenden aufgeführten Maßnahmentypen richten, angegebenen Hinweise zur Durchführung zu beachten. Bei Ansaaten Verwendung von autochthonem Saatgut. Wichtig ist, dass die Bestände nicht zu dicht aufwachsen, sondern lückig bleiben.
    - Anlage von Ackerstreifen oder Parzellen durch Selbstbegrünung – Ackerbrache (Paket 4041 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz)
    - Anlage von Ackerstreifen oder –flächen durch dünne Einsaat mit geeignetem Saatgut (Paket 4042 im Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz, Hinweis Hybridisierungsgefahr bei Luzerne im Anhang 3 S. 47 beachten). Zu beachten ist dabei: In den meisten Fällen sind selbstbegrünende Brachen, insbesondere auf mageren Böden, Einsaaten vorzuziehen. Bei letzteren besteht die Gefahr, eine für Bodenbrüter zu hohe und dichte Vegetationsdecke auszubilden.
    - Für die Hellwegbörde können zudem die differenzierten Maßnahmenvorschläge von BRABAND et al. (2006) herangezogen werden.
- Idealerweise werden unbefestigte, gering frequentierte Feldwege mit breiten Säumen in die Maßnahme einbezogen.
- Erhalt / Schaffung einzelner erhöhter Strukturen als Sitz- und Singwarten (Einzelsträucher, Pfähle o.ä.)

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die o. g. Kulturen müssen regelmäßig neu gepflegt bzw. angelegt werden. Eine Rotation der Maßnahmen auf verschiedene Flächen ist dabei möglich.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Die Maßnahmen sind unmittelbar nach Etablierung der Vegetation wirksam.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig entwickelbar. Die Maßnahme ist entsprechend der Artökologie plausibel.
- Wegen regionaler Unterschiede in den besiedelten Habitaten und Bestandstendenzen in NRW (z. B. Abnahme im Münsterland) verbleiben Unsicherheiten, so dass nach Bewertung im Expertenworkshop (LANUV Recklinghausen, 9.11.2011) lediglich eine mittlere Eignung für den Maßnahmentyp besteht.
- Um langfristig wirksam zu sein, bedürfen alle Maßnahmen im Ackerland einer auf den konkreten Fall abgestimmten sorgfältigen Auswahl geeigneter Flächen, in die Landschaftsstrukturen und konkrete Vorkommen eingehen. Gleiches gilt für die Auswahl und Kombination der Maßnahmen und die langfristige Qualitätssicherung der Umsetzung (Pflege zur Initiierung früher Sukzessionsstadien, Rotation, Fruchtfolge, Auftreten von Problemunkräutern etc.). Daher ist ein maßnahmenbezogendes Monitoring unter Einbeziehung der Landwirte erforderlich.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen)	☒
erforderlich (populationsbezogen)	
bei allen Vorkommen	☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen	☒
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten	☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch ☒	mittel ☒	gering ☐

Fazit Eignung: mittel, nur für betroffene Brutpaare in Ackerlandschaften anzuwenden.

Fazit: Für den Wiesenpieper bestehen Möglichkeiten zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen in den Brut- und Nahrungshabitaten. Wegen regionaler Unterschiede in den besiedelten Habitaten und Bestandstendenzen in NRW (z. B. Abnahme im Münsterland) verbleiben Unsicherheiten, so dass lediglich eine mittlere Eignung für die Maßnahmentypen besteht.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Passeriformes – Sperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.

Born, N..; Bruland, W.; Havelka, P.; Ruge, K.; Vogt, D. (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Arbeitsblätter zum Naturschutz

9, Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: S. 27-30.

Braband, D., Illner, H.; Salm, P.; Hegemann, A.; Sayer, M. (2006): Erhöhung der Biodiversität in einer intensiv genutzten Bördelandschaft Westfalens mit Hilfe von extensivierten Ackerstreifen. Abschlußbericht: Bad Sassendorf Lohne.

Fackler, K. (2010): „Das Wiesmet“ - Ein BayernNetz-Natur- Projekt zum Wiesenbrüterschutz in Mittelfranken. Vortrag von der DVL-Tagung "Vögel der Kulturlandschaft am Abgrund? Status - Ursachen - Strategien", 20.10.2010. http://www.lpv.de/fileadmin/user_upload/data_files/Vortraege/Avifauna-Rottenburg/Vortrag_Fackler_Wiesmet.pdf.

Förster, D. & Feulner, J. (1993): Ausgewählte Vogelarten des Frankenwaldes als Zeigerarten für die Landschaftspflege. Artenschutzreport 3:12-16.

Frede, M. (1997): Der Rammelsberg bei Erndtebrück: - Lebensraum bedrohter Vogelarten aus zweiter Hand. Betri. Tier- u. Pflanzenwelt des Kreises Siegen-Wittgensein 4: 26-34.

GfL GmbH (2009): Gewässerrandstreifenprojekt Obere Ahr-Hocheifel. Pflege- und Entwicklungsplan, Avifaunistische Grundlagenerhebung. Im Auftrag der Kreisverwaltung Ahrweiler.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M.; (Bearb., 1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10 / 2. Passeriformens (1. Teil): Motacillidae – Prunellidae. Pieper, Stelzer, Wasseramseln, Zaunkönige, Spottdrosseln, Braunellen. Aula-Verlag, Wiesbaden, S. 508-1184.

Handke, K. (1994/1995): Brutvogelbestandsentwicklung in einem Feuchtgrünlandgebiet der Wesermarsch. Eine Zwischenbilanz sechs Jahre nach der Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen (Teil I / II): Der Falke 41: 401-416; Der Falke 42: 22-28.

Hauth, E. & A. Skibbe (2010): Die Brutvögel der Wahner Heide. Erfassungszeitraum 1989-2008. Beitr. Avifauna Nordrhein-Westfalens, Bd. 38. NIBUK, Ruppichteroth.

Hielscher, K. (1999): Effects of fenland restoration in the Upper Rhinluch, Brandenburg, Germany. Vogelwelt 120, Supplement: 261-271.

Hötker, H. (1990): Der Wiesenpieper Anthus pratensis. Die Neue Brehm-Bücherei Band 595. A. Ziemsen-Verlag, Wittenberg Lutherstadt, 156 S..

Hötker, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. Studie im Auftrag des NABU, Bergenhusen / Bonn, 47 S.

Kratz, R.; Belting, S.; Fischer, M.; Gasse, M.; Hielscher, K.; Huk, T.; Sandkühler, K.; Suhling, F. (2001): Management für Tierarten im Niedermoorgrünland. In Kratz, R.; Pfadenhauer, J. (Hrsg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung. Ulmer Verlag Stuttgart, S. 154-176.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf. Abruf 7.6.2011.

Müller, F. (1989): Über die Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen im NSG „Rotes Moor“ auf die Vogelwelt, insbesondere „Wiesenbrüter“ und deren Eignung als Biotop-Indikatoren. Telma, Beiheft 2: 181-195.

Nehls, G. (2001): Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. Corax 18, Sonderheft 2: 81-101.

Projektgruppe „Effizienzkontrollen PROLAND-Naturschutzprogramme“ im Niedersächsischen Landesamt für Ökologie Abt. Naturschutz (2003): Wirkungskontrollen der PROLAND-Naturschutzmaßnahmen Zwischenbewertung 2003. Im Auftrag vom Niedersächsisches Umweltministerium.

Rieck, D. (1996): Der Wiesenpieper im Kreis Euskirchen. Beobachtungen zur Bestandsentwicklung bei Anthus pratensis. Charadrius 32 (3): 117-120.

Sudmann, S.R., C. Grüneberg, M. Jöbges, J. Weiss, H. König, V. Laske, M. Schmitz & A. Skibbe (2012): Brutvögel in Nordrhein-Westfalen. NWO, LANUV, LWL-Museum Münster & NRW-Stiftung (Hrsg.), Münster: in Vorb.

Uhl, H. (2009): Wiesenvögel in Oberösterreich 2008. Ergebnisse der landesweiten Bestandserhebungen 1994 bis 2008 und Naturschutzbezüge. Projektbericht April 2009. Im Auftrag Amt der Oö. Landesregierung Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Naturschutz.

Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* ID 80

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Fortpflanzungsstätte: Der Zwergtaucher legt sein Nest meist freischwimmend auf Pflanzenmaterial an, teilweise auch auf festem Boden, direkt am Wasser innerhalb von dichter Ufervegetation. Das Nest wird jedes Jahr neu gebaut, die Brutplatztreue kann bei gleichbleibend günstigen Standortsbedingungen hoch ausgeprägt sein (KONTER & KONTER 2006). Oft finden sich Zwergtauchernester Jahre hindurch regelmäßig am selben Standort, wobei es sich aber nicht immer um die Nester desselben Paares handeln muss (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987 S. 152). - Flachgewässer sind mitunter von Revieren vollständig ausgefüllt (kolonieartiges Brüten), vor allem größere Gewässer mit offener Wasserfläche haben einen mehr oder weniger großen, nicht revierbesetzten neutralen Teil, in dem sich nichtbrütende oder eben brutfreie Altvögel und selbständige Jungtaucher ungestört aufhalten können (ebd. S. 157). Bei Kleingewässern ist daher das gesamte Gewässer als Fortpflanzungsstätte abzugrenzen, bei größeren Gewässern (Seen) der zur Nestanlage genutzte Uferabschnitt mit einer Größe von > 1000 qm (in Anlehnung an besiedelte Kleingewässer bei IKEMEYER & SCHOMAKER 1996 S. 36).

Ruhestätte: Zwergtaucher ruhen auf dem Wasser oder auf dem Boden. Die Abgrenzung der Ruhestätte von Brutvögeln ist in der Abgrenzung der Fortpflanzungsstätte enthalten. – Im Hochsommer kommt es auch abseits der Brutplätze zu Mauserkonzentrationen (BAUER et al. 2005 S. 183). Im Winterhalbjahr besitzen die Zwergtaucher eines Gewässers einen oder mehrere Schlafplätze, die über Jahre hinweg stets am selben Ort liegen (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987 S. 156). Diese tradierten und von Gruppen genutzten Gewässer werden als Ruhestätte abgegrenzt (siehe Formblatt Zwergtaucher – Rastvogel).

Die im folgenden beschriebenen Maßnahmen beziehen sich nur auf Brutvögel

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen im Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Der Brutbiotop zeichnet sich meist aus durch dichte Pflanzenbestände der Verlandungsgesellschaften (Röhricht, Binsen, Weiden) mit kleinen offenen Wasserflächen, geringe Wassertiefe, mäßig verkrauteten bzw. schlammigen Untergrund und klarem Wasser. Bevorzugt werden kleinere verlandende Kolke, Teiche und Weiher, Moor- und Feuchtwiesenblänken, Rieselfelder, Klär- und Schönungsteiche, Bergsenkungsgewässer und entsprechende Uferzonen größerer Gewässer sowie ruhige Abschnitte von Fließgewässern (MILDENBERGER 1982, SCHMITZ in NWO 2002). Da der Zwergtaucher nicht so tief tauchen kann wie andere Taucherarten, werden Flachgewässer mit 0,3 m bis 1 m Wassertiefe bevorzugt (ebd., nach WESTERMANN 1987 S. 758 bevorzugt 0,6 bis 1,2 m), zumindest im Winterhalbjahr werden auch tiefere Gewässer genutzt (WESTERMANN 1987 S. 758, nach VLUG 2007 S. 14 mit 2-3 m Tiefe).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

Sonstige Hinweise:

- Populationseinbrüche in Folge kalter Winter sind möglich (BAUER et al. 2005 S. 183, VLUG 2007 S. 14). Bei einer langjährigen Zählung in der Oberpfalz deuten sich zyklische Bestandsschwankungen an, die wahrscheinlich mit der Winterhärte zusammenhängen (SCHMIDTKE et al. 2001).
- Zwergtaucher können innerhalb einer Brutzeit umsiedeln und in einem anderen Gewässer Folgebruten starten. Damit können Gewässer auch im Juli und August noch neu besiedelt werden (SUDMANN et al. 2002).

Maßnahmen

1. Entwicklung und Pflege von Gewässern (G1.1, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Der Zwergtaucher brütet an stehenden Binnengewässern mit meist dichten Pflanzen im Uferbereich und geringer Wassertiefe. In der Maßnahme werden geeignete Gewässer hergestellt oder bestehende Gewässer in ihrer Eignung optimiert.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzustellen (s. Einführung zum Leitfaden).
- Stillgewässer (an Fließgewässer kann es durch Wasserstandsschwankungen und starken Strömungen zu Brutverlusten kommen: KONTER 2004).
- Der Standort muss eine permanente Wasserführung gewährleisten mit einer Flachwasserzone zwischen 0,3 bis 1 m (2 m) zur Brut- und / oder Rastzeit sowie insbesondere bei Funktion als Bruthabitat ein Aufkommen von dichter Ufervegetation (Röhricht, Stauden etc.) ermöglichen. Bei Funktion als Rastgewässer soll das Gewässer nicht zufrieren.
- Kein Vorkommen von Fischen, die als Prädator vom Zwergtaucher auftreten können (z. B. Hecht: SACKL 1982, GROß 2000) oder von Fischen, die eine Gewässertrübung bewirken (z. B. wühlende Karpfen und Schleihen, BURKHARDT 1995 S. 10).
- Standorte mit Sonnenexposition. Keine Kleingewässer im Wald, die nur eine begrenzte Sonneneinstrahlung erfahren, da ansonsten die Wassertemperatur zu gering ist (WESTERMANN 1987 S. 758).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Plausibel erscheinen folgende Orientierungswerte: Zwergtaucher können im Einzelfall auch sehr kleine Gewässer ab ca. 100 qm besiedeln (BAUER et al. 2005 S. 184). In Anlehnung an die erfolgreiche Besiedlung von Kleingewässern in den Kreisen Borken und Coesfeld (IKEMEYER & SCHOMAKER 1996 S. 36, NSG Heubachwiesen) soll die Gewässergröße pro Paar mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung und mind. 1000 qm betragen. Nach WESTERMANN (1987 S. 758) soll die Gewässerbreite mind. 8 m betragen, da kleinere Gewässer nicht besiedelt werden.
- Anlage oder Optimierung vorhandener Kleingewässer: Ausbildung einer Flachwasserzone mit 0,3 bis 1 m Tiefe. Insgesamt soll das Gewässer eine unterschiedlich tiefe Gewässersohle besitzen, so dass auch bei unterschiedlichen Wasserständen geeignete Habitatbedingungen für den Zwergtaucher gegeben sind.
- Optimierung vorhandener, in Verlandung begriffener Kleingewässer durch Gehölzrückschnitt, Entschlammung und Entkrautung. Grundsätzlich Erhalt und Entwicklung von Wasserpflanzenbeständen (z. B. Laichkräuter, Wasserpest), da sich hier Wasserinsekten als wichtige Nahrungsgrundlage ansiedeln. Eine Entkrautung ist jedoch spätestens dann notwendig, wenn die Dichte des Wasserpflanzenbestandes ein Schwimmen und Tauchen verhindert. Die u. g. Pflegehinweise sind zu beachten.
- Bei Funktion als Bruthabitat: Förderung der Ufervegetation z. B. durch Auflichtung bei starkem Gehölzbewuchs oder Anpflanzung / Förderung von standortsgemäßer Ufervegetation.
- Sofern nicht vorhanden, Schaffung von Störungsarmut (v. a. Freizeitnutzung, Angeln) insbesondere während der Balz, Brut- und Jungenaufzucht (Anfang April bis Ende September) im Umfeld von bis zu 100 m (in Anlehnung an die bei FLADE (1994) genannte Fluchtdistanz von 50-100 m). Bei Gewässern im Schwarzwald kam es nach

Restriktionen für Besucher zu einer Ansiedlung vom Zwergtaucher (WESTERMANN et al. 1998 S. 235). In nicht oder wenig gestörten Revieren bestehen offenbar geringere Anforderungen an eine dichte, schützende Ufervegetation (WESTERMANN 1987 S. 758). Bei der Extensivierung von Fischteichen ist eine extensive Weiterführung der Bewirtschaftung mit Sömmerung günstig (AUERSWALD & SCHÖNBORN 2011, Thüringen).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Die natürlicherweise ablaufende Sukzession führt mittel- bis langfristig zu einer Verlandung der vom Zwergtaucher besiedelten (Klein-) Gewässer, wodurch die Habitateignung nicht mehr gegeben ist, der Bestand nimmt dann ab (siehe bei „zeitliche Dauer"). Andererseits können Maßnahmen zur Verhinderung der Verlandung (Entschlammung und Entkrautung der Wasserpflanzen) kurzfristig zu einer Abnahme der Gewässereignung führen, da die Wasserpflanzen den Nahrungsorganismen des Zwergtauchers günstige Entwicklungsmöglichkeiten bieten (z. B. SCHMITZ 1996: Abnahme des Bestandes rastender Zwergtaucher nach Entschlammung und Entkrautung an einer Wuppervorsperre in NRW). Bei Durchführung von Maßnahmen zur Verhinderung der Verlandung (z. B. bei so starkem Wasserpflanzenbestand, dass ein Tauchen nicht mehr möglich ist), ist diese entweder abschnittsweise durchzuführen bei Aussparung einiger Flachwasserbereiche bei der Ausbaggerung (SCHMITZ 1996, LIEDER 1987 S. 54) oder es müssen für den Zwergtaucher Alternativgewässer vorhanden sein.

- Kein Fischbesatz o. g. Arten bzw. bei Vorkommen Durchführung von Maßnahmen zur Reduzierung der Fischarten. Ggf. jährliches Abfischen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Aufgrund der Ansprüche des Zwergtauchers an die Vegetationsstruktur ist je nach standörtlichen Voraussetzungen eine Wirksamkeit innerhalb von 1 bis 5 Jahren (ca. 5 Jahre bis zur Neu-Etablierung einer dichten Ufervegetation, Ansiedlung jedoch auch bereits nach 1 Jahr möglich, s. u.) gegeben. Der Zwergtaucher ist grundsätzlich in der Lage, geeignete Gewässer kurzfristig anzunehmen (Einstufung als „r-Stratege" bei VLUG 2007).

- Eine artenreiche und üppige Ufervegetation ist zwar für den Zwergtaucher optimal und erhöht Besiedlungschancen und Bruterfolg (und ist daher auch Maßnahmenziel), sie ist jedoch für eine Besiedlung nicht zwingend, da Zwergtaucher zumindest teilweise auch an strukturarmen Teichen vorkommen können (BAUER et al. 2005 S. 184, KLOSE 2002 S. 31, RUDOLPH 1993 S. 151, WESTERMANN 1987 S. 758). Ebenso ist ein Vorkommen von Wasserpflanzen zwar günstig, jedoch nicht zwingend auch für „gut besetzte Gewässerabschnitte" (WESTERMANN 1987 S. 758.). Nach WESTERMANN (ebd.) müssen in Zwergtaucher-Revieren, in denen das freie Wasser mit > 0,2 m / s strömt, in denen der Haubentaucher (als Konkurrent) vorkommt oder in denen menschliche Störungen (v. a. vom Wasser aus) erfolgen, im Regelfall größere Schilfgürtel vorhanden sein. In wenig gestörten Revieren zieht der Zwergtaucher die Deckung von herabhängenden Zweigen von gewässernahen Gehölzen offenbar der Schilfdeckung vor (ebd.). - IKEMEYER & SCHOMAKER (1996, NSG Heubachwiesen NRW) berichten, dass sich in den seit 1988 angelegten insgesamt 38 Kleingewässern ab 1991 4 bis 6 Zwergtaucher angesiedelt haben. An einem 1992 angelegten Teich im Schwarzwald siedelten ab 1994 1-2 Paare (WESTERMANN et al. 1998 S. 245), an einem nordhessischen Staugewässer trat der Zwergtaucher in den ersten vier Jahren nach Flutung mit max. 4 Paaren auf (JEDICKE 2000 S. 132). SACKL (1982) beschreibt die Besiedlung eines 1974 angelegten Baggerteiches in Österreich (1,3 ha), an dem 1975 4 Brutpaare siedelten, SCHLEGEL & WEBER (2005) beschreiben die Annahme von Kleingewässern ab 2 Jahren nach deren Anlage. SCHINDLER (1992, zit. bei BURKHARDT 1995) stellte im Lahn-Dill-Kreis (Hessen) fest, dass neu entstandene Kleingewässer – z. T. ohne jede Ufervegetation – schnell besiedelt, aber nach wenigen Jahren wieder verlassen wurden. Er führt dieses Verhalten auf eine anfangs gute Nahrungsbasis und geringe Konkurrenz durch andere Wasservögel und Fische zurück. Auch aus anderen Teilen Hessens liegen ähnliche Beobachtungen vor, z. B. im NSG „Taubensemd", wo 1976 neue Teichanlagen entstanden. Der Bestand erhöhte sich von 1 Paar 1975 auf 6 Paare 1977 und 1978 und nahm dann bis 1984 mit 2 Paaren wieder ab (BURKHARDT 1995 S. 13). Im Norden Luxemburgs (Oeslinger Plateau) führte die

Optimierung eines verlandeten Gewässers (Entfernung dichter Ufervegetation, Anhebung Wasserstand) zur Ansiedlung eines Zwergtaucherpaares im nächsten Jahr (PALER et al. 1980). Teilweise erfolgt die Besiedlung neuer Habitate jedoch nicht sofort (WERNER 1986 zit. bei BORNHOLDT 1995 S. 11 für Kiesbaggerseen im Bereich der mittleren Fulda). Als Ursache für die Abnahme kommen natürliche Gewässerverlandung und Fischbesatz (Nahrungskonkurrenz um aquatische Wirbellose mit den Fischen) in Frage (HEIMER zit. in BORNHOLDT 1995 S. 2, HGON 2010 S. 116). An Gewässer, an denen ein Fischbesatz unterbleibt, hält sich der Zwergtaucher dauerhaft in höheren Beständen (HGON 2010 S. 116 mit 2 Beispielen) auf.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Obwohl nicht zwangsläufig alle als geeignet erscheinenden Gewässer besiedelt werden (MILDENBERGER 1982 S. 80), liegen zahlreiche Nachweise der Annahme von gestalteten Gewässern durch Zwergtaucher vor (s. o.). Nach VLUG (2007) weist der Zwergtaucher als Anpassung an unvorhersehbare Habitatbedingungen in der Brutzeit wie Verlandung, Trockenheit oder plötzlich hohe Wasserstände eine hohe Bereitschaft auf, Neugewässer zu suchen und zu besiedeln (auch Umsiedlungen innerhalb einer Brutzeit möglich). Die benötigten Strukturen sind kurzfristig innerhalb von 1 bis 5 Jahren herstellbar. Die o. g. Maßnahmentypen werden z. B. von BAUER et al. (2005 S. 184) empfohlen. Die Maßnahme ist daher entsprechend der Artökologie plausibel.

- Die Entwicklung und Pflege der Gewässer ist von einem Monitoring zu begleiten.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
bei allen Vorkommen ☐
bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig	☒	mittelfristig	☐	langfristig ☐
Belege / Plausibilität	hoch	☒	mittel	☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit: Für den Zwergtaucher besteht die Möglichkeit zur Durchführung vorgezogener Ausgleichsmaßnahmen durch die Anlage von (Klein-) Gewässern.

Quellen:

Auerswald, J.; Schönborn, W. (2011): Der Einfluss der Teichbewirtschaftung auf Bestandsveränderungen des Zwergtauchers, Tachybaptus ruficollis, im Teichgebiet Dreba – Plothen (Thüringen) eine Habitatanalyse. Thüring. Ornithol. Mitt. 56: 3-12.

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Burkhardt, I. (1995): Zwergtaucher - Tachybaptus ruficollis. In: Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (Hrsg.): Avifauna von Hessen, 2. Lieferung.

Flade, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag Eching, 879 S.

Glutz v. Blotzheim, A. N. & K. M. Bauer (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 1. Gaviiformes - Phoenicopteriformes Seetaucher, Lappentaucher, Sturmvögel, Ruderfüßler, Schreitvögel, Flamingos. Genehmigte Lizenzausgabe eBook, 2001. Wiesbaden.

Groß, R. (2000): Zwergtaucher im Magen eines Hechtes. Der Falke 47 (11): 347.

Hessische Gesellschaft für Ornithologie und Naturschutz (HGON 2010): Vögel in Hessen. Die Brutvögel Hessens in Raum und Zeit. Brutvogelatlas. Echzell. S. 116-117.

Ikemeyer, D.; Schomaker, W. (1996): Untersuchungen zur Avifauna und Grünlandvegetation in Feuchtwiesenschutzgebieten – Landwirtschaftliche Nutzung am Beispiel des NGSs Heubachwiesen. LÖBF-Mitteilungen 2/96: 35-41

Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.

Klose, O. (2002): Die Entwicklung der Wasservogelbestände einer überstauten Grünlandniederung am Beispiel des Klenzauer Sees im östlichen Schleswig-Holstein. Corax 19: 27-38..

Konter, A.; Konter, M. (2006): Migration Patterns and Site fidelity of European Greebes Podicepididae. Regulus Wissenschaftliche Berichte 21: 1-17

Konter, A. (2004): Caring for the off-spring with changing water levels in Tachybaptus ruficollis – A tory about Little Grebes. Regulus wissenschaftliche Berichte 20. 1-7.

Lieder, K. (1987): Zur Entwicklung des Brutbestandes des Zwergtauchers, Tachybaptus ruficollis (PALL:), im Bezirk Gera im Zeitraum von 1960 – 1984. Thüringer Ornithologische Mitteilungen 37: 51-55.

Paler, N.; Schmitz, J.-P.; Weiss, J. (1980): Biotopmanagement am Beispiel einiger Feuchtgebiete im Norden des Landes. Regulus 1: 4-8.

Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.

Rudolph, B.-U. (1993): Zum Vorkommen von Wasservögeln, insbesondere von Zwergtaucher Tachybaptus ruficollis, Teichhuhn Gallinula chloropus und Blesshuhn Fulica atra in Landkreis Forchheim. Ornithologischer Anzeiger 32: 147-158.

Sackl, P (1982): Ökologie und Brutbiologie einer Population des Zwergtauchers, Tachybaptus ruficollis, in der Steiermark. Egretta 25 (1): 1-11

Schlegel, J.; Weber, U. (2005): Erfolgskontrolle in ökologisch aufgewerteten, bisher intensiv genutzten Kulturlandflächen (Gemeinden Altstätten und Oberriet SG). Schlussbericht Untersuchungszeitraum 1994 – 2004. Verein Pro Riet Rheintal, www.pro-riet.ch, Abruf 28.10.2011.

Schmidtke, K., Pfeifer, R., Stadler, J. & R. Brandl (2001): Bestandsschwankungen beim Zwergtaucher Tachybaptus ruficollis: Zunahme, Abnahme oder Zyklus? Ornithologischer Anzeiger 40: 47-56.

Schmitz, M. (1996): Veränderungen der Habitatqualität für Wasservögel durch Entschlammungs- und Entkrautungsmaßnahmen. Charadrius 32 (2): 49-55.

Sudmann, S. R., C. Sudfeldt, S. Glinka, M. Jöbges, A. Müller & G. Ziegler (2002): Methodenanleitung zur Bestandserfassung von Wasservogelarten in NRW, Teil 1: Brutbestände. Charadrius 38: 23–92.

Westermann, K. (1987): Zwergtaucher – Tachybaptus ruficollis (Pallas, 1764). In Hölzinger, J. (Bearb.): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 1: Gefährdung und Schutz. Teil 2: Artenschutzprogramme Baden-Württemberg. Artenhilfsprogramme. Ulmer-Verlag, Stuttgart, S. 754-760.

Westermann, K., Andris, K., Disch, B., Hurst, J. & H. Kaiser (1998): Brutverbreitung und Brutbestand des Zwergtauchers (Tachybaptus ruficollis), der Reiherente; (Aythya fuligula), des Bläßhuhns (Fulica atra), des Teichhuhns (Gallinula chloropus) und anderer Wasservögel an Stillgewässern des südlichen und mittleren Schwarzwaldes. Naturschutz südl. Oberrhein 2(1998): 233-260.

Vlug, J. J. (2007): Fortpflanzungsstrategien der Lappentaucher. Regulus Wissenschaftliche Berichte Nr. 22: 1-19.

Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* ID 80 (Rastvogel)

Art und Abgrenzung der Fortpflanzungs- und Ruhestätte (FoRu)

Fortpflanzungsstätte:

„Weite Abgrenzung“ ☒ „Enge Abgrenzung“ ☐

Ruhestätte: Der Zwergtaucher rastet während der Frühjahrs- und / oder Herbstrast bzw. Überwinterung z. B. an deckungsreichen Fließgewässern, Feuchtgebieten mit Verlandungsvegetation, Rieselfeldern, Abgrabungsgewässern und Stauseen. Traditionell genutzte Rast- und Schlafplätze sind jeweils als Ruhestätte abzugrenzen. Die Ruhestätte besteht aus den Schlafplätzen sowie den ggf. räumlich davon abweichenden, essenziell und regelmäßig für die Nahrungssuche genutzten Flächen.

Lokalpopulation

Abgrenzung der Lokalpopulation (lt. LANUV)

- Vorkommen in einem Schutzgebiet, Vorkommen in einem Gemeindegebiet

Habitatanforderungen

Wichtige Habitatelemente / Faktoren (ggf. unter Berücksichtigung regional unterschiedlicher Präferenzen):

- Zwergtaucher Rasthabitate: Deckungsreiche Fließgewässer, Feuchtgebiete mit ausgeprägter Verlandungsvegetation, Rieselfelder, Abgrabungsgewässer, Stauseen mit ausreichendem Nahrungsangebot (MILDENBERGER 1982, LANUV 2010). Die Nahrung besteht hauptsächlich aus Insekten und deren Larven, weiterhin Muscheln, Kleinkrebsen, Kaulquappen und Kleinfischen (BAUER et al. 2005 S. 184). Der Zwergtaucher taucht meist in der Uferzone in Flachwasserbereichen von ca. 0,2 bis 2 m (FOX 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987 S. 155). In NRW tritt er oft auf kleinen Flüssen und Bächen auf (MILDENBERGER 1982).
    - Der Zwergtaucher ist tag- und nachtaktiv. Im Winterhalbjahr (Oktober bis März, im September gelegentlich auch noch an den Brutgewässern) besitzen die Zwergtaucher eines Gewässers einen oder mehrere Schlafplätze, die über Jahre hinweg stets am selben Ort liegen. Der Schlafplatz wird um Sonnenuntergang einzeln oder in kleinen Gruppen von 2–6 Exemplaren schwimmend oder tauchend aufgesucht (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1987 S. 156).

Räumliche Aspekte / Vernetzung

- Nahrungs- und Ruhegewässer können lokal identisch oder räumlich getrennt sein.

Sonstige Hinweise

Maßnahmen

1. Optimierung von Rastgewässern (G1.2, G6.2)

Allgemeine Maßnahmenbeschreibung:

Zwergtaucher rasten auf deckungsreichen Fließgewässern, in Feuchtgebieten mit ausgeprägter Verlandungsvegetation, Rieselfeldern, Abgrabungsgewässern, Stauseen mit ausreichendem Nahrungsangebot u. ä. In der Maßnahme werden bestehende Nahrungsgewässer optimiert oder neu geschaffen.

Maßnahme betrifft Teilhabitat / ist i.d.R. nur in Kombination mit anderen Maßnahmen wirksam ja☐ nein☒

Anforderungen an den Maßnahmenstandort:

- Eine ausreichende Entfernung des Maßnahmenstandorts zu potenziellen Stör- und Gefahrenquellen ist sicherzu-

stellen (s. Einführung zum Leitfaden).

- Vorhandene Gewässer mit Vorkommen von Wasserpflanzen und Nahrungstieren, Aufwertungspotenzial bezüglich Ufervegetation(z. B. Uferverbauungen vorhanden) und / oder Störungsberuhigung. Fließgewässer: langsame Fließgeschwindigkeit, Breite > 2 m.

- Neu zu schaffende Stillgewässer, die einen Bestand von Nahrungstieren der Arten entwickeln können.

- Keine nährstoffarmen Gewässer, deren Nährstoffarmut im Rahmen eines anderen Naturschutzziels zu erhalten ist (nährstoffarme Gewässer weisen oft einen geringeren Bestand an Nahrungstieren für die Zielarten auf als nährstoffreichere Gewässer: EINSTEIN 1983, KOOP 1996, SCHMITZ 1996, UTSCHIK 1995).

Anforderungen an Qualität und Menge:

- Orientierungswerte: Es gibt keine begründeten Mengen-, bzw. Größenangaben in der Literatur. Der räumliche Umfang ist im Einzelfall festzulegen insbesondere anhand der Parameter Flächengröße und Zustand der betroffenen Gebiete und Individuenzahl. Grundsätzlich Maßnahmenbedarf mind. im Verhältnis 1:1 zur Beeinträchtigung.

- Optimierung / Anlage der Gewässer entsprechend den o. g. Artansprüchen. Bei der Renaturierung von Fließgewässern gelten grundsätzlich die Hinweise in der „Blauen Richtlinie“ (MULNV 2010, Kapitel 6: Maßnahmen). Abflachung der Ufer, Rückbau von Uferverbauungen, Optimierung und Gestaltung einer standortsangepassten submersen Ufervegetation inklusive von Gehölzen (letztere müssen nicht sein). Bei Fließgewässern mind. 2 m durchgehende Breite mit Platz für Aufweitungen, Gewässerdynamik.

- Ggf. Einschränkung der Fischerei (NWLKN 2011 S. 12).

- Ggf. Einbringen von Kleinfischen, Muscheln o. a., sofern dadurch andere Funktionen des Gewässers nicht negativ beeinträchtigt werden (im Regelfall nicht bei Fließgewässern; Zielkonflikte und Vorgaben Wasserrahmenrichtlinie beachten, siehe unten).

Wiederkehrende Maßnahmen zur Funktionssicherung:

ja ☒ nein ☐

- Gewährleistung der artspezifischen Ansprüche an die Gewässer.

- Ggf. Durchführung von Maßnahmen zur Verhinderung von Verlandungen.

Weitere zu beachtende Faktoren:

- Zielkonflikte bei im Ausgangszustand nährstoffarmer Gewässer mit anderen Arten / Naturschutzzielen / der Wasserrahmenrichtlinie beachten: Taucher, Tauchenten und Säger mit überwiegend tierischer Ernährung sind weniger stark von Nährstoffbelastungen betroffen als z. B. sich vorwiegend pflanzlich ernährende Gründelenten. Ein extrem hohes Nährstoffangebot bis hin zum Umkippen des Gewässers (Polytrophie mit starker Gewässertrübung und Verschwinden von Muscheln und Fischen) führt zwar auch bei Tauchenten / Sägern zu einer Abnahme (bis hin zum Verschwinden) der Nahrungsbasis, sie können sich jedoch zumindest in geringem Maße auch in nährstoffreicheren Gewässern von der Schlammfauna des Seebodens ernähren (z. B. Schlammröhren- und Zuckmückenlarven: EINSTEIN 1983 S. 386: Federsee in Baden-Württemberg; GALHOFF 1987: Kemnader See). Eine mäßige Gewässerbelastung mit Nährstoffen kann für Tauchenten und Säger mit vorwiegend tierischer Ernährung positive Auswirkungen haben, wenn dadurch die Nahrungstiere gefördert werden. Umgekehrt kann eine „bessere“ (nährstoffärmere) Gewässerqualität für diese Arten negativ sein (SCHMITZ 1996, UTSCHIK 1995, KÖHLER & KÖHLER 1996, KOOP 1996 S. 395).

- Zielkonflikte können auch im Rahmen von Gewässer-Unterhaltungsmaßnahmen auftreten (z. B. Entschlammung und Entkrautung der Wasserpest an einer Wuppervorsperre führte zur Aufgabe eines bedeutenden Zwergtaucher-Rastplatzes, SCHMITZ 1996).

Zeitliche Dauer bis Wirksamkeit:

- Wirksamkeit je nach Ausgangsbedingungen innerhalb von bis zu 5 Jahren (Abflachung der Ufer, Einhalten Abstandzonen für Störungen, Optimierung Ufervegetation bei vorhandenem Ausgangsbestand). Zwergtaucher können neue Rastgewässer schnell annehmen:
- Die 1976 gebaute Wuppervorsperre in NRW wurde ab Winter 1979/80 in „relativ großen Anzahlen" von rastenden Zwergtauchern angenommen (SCHMITZ 1996 S. 52). GRIMS (1963) berichtet, dass sich auf einem im September 1961 fertiggestellten Stausee (Bayern / Österreich) bereits im darauf folgenden Winter 20 Zwergtaucher aufhielten. An einem nordhessischen Staugewässer war der Zwergtaucher in den ersten 5 Jahren nach Flutung mit im Mittel 5 Individuen / Tag häufig (JEDICKE 2000 S. 132).
- Für die Etablierung einer submersen Ufervegetation sowie die Besiedlung durch Muscheln u. a. Nahrungstiere des Zwergtauchers kann eine längere Zeitdauer benötigt werden. Ggf. kann diese durch Anpflanzungen und Einbringen von Fischen, Muscheln o. a. verkürzt werden.

Aspekte der Prognosesicherheit:

- Die Habitatansprüche der Art sind gut bekannt. Die benötigten Strukturen sind kurzfristig innerhalb von bis zu 10 Jahren herstellbar. Zwergtaucher können schnell auf günstige Rasthabitate reagieren.
- Die hier vorgeschlagenen Maßnahmen erfordern im Regelfall eine umfangreiche Maßnahmenplanung und es sind große Gewässerflächen erforderlich. Daher ist im Regelfall ein Monitoring durchzuführen.

Risikomanagement / Monitoring:

erforderlich (maßnahmenbezogen) ☐
erforderlich (populationsbezogen)
- bei allen Vorkommen ☐
- bei landesweit bedeutsamen Vorkommen ☐
- bei umfangreichen Maßnahmenkonzepten ☒

Bewertung (Eignung als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme):

Kenntnisstand zur Ökologie der Art	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐
Entwickelbarkeit der Strukturen	kurzfristig ☒	mittelfristig ☐	langfristig ☐
Belege	hoch ☒	mittel ☐	gering ☐

Fazit Eignung: hoch

Fazit:

Für rastende / überwinternde Zwergtaucher besteht die Möglichkeit zur Durchführung von Ausgleichsmaßnahmen für Ruhe- und Nahrungsgewässer. Je nach Ausgangssituation kann die Maßnahme kurz- oder mittelfristig umgesetzt werden. Da die Maßnahmenkonzeption in der Regel große (Gewässer-) Flächen und eine umfangreiche Planung umfasst, ist ein Monitoring durchzuführen.

Quellen:

Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Kompendium der Vögel Mitteleuropas, Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 808 S.

Einstein, J. (1983): Die Auswirkungen der zunehmenden Eutrophierung des Federsees auf die Vogelwelt. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 55 / 56: 355-403.

Fox, A. D. (1994): Estuarine winter feeding patterns of Little Grebes Tachybaptus ruficollis in central Wales. Bird Study 41: 15-24.

Galhoff, H. (1987): Untersuchungen zum Energiebedarf und zur Nahrungsnutzung auf einem Stausee überwinternder Ta-

felenten (Aythya ferina L.). Ökologie der Vögel 9 (2): 71-84.

Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Bearb., 1987 Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1. Gaviiformes – Phoenicopteriformes. Seetaucher, Lappentaucher, Sturmvögel, Ruderfüßler, Schreitvögel, Flamingos. Aula-Verlag, Wiesbaden, 483 S.

Grims, F. (1963): Die Besiedlung des neu entstandenen Innstausees St. Florian bei Schärding. Egretta 6 (1): 29-31.

Jedicke, E. (2000): 24-jährige Sukzessionsdynamik eines neu angelegten Staugewässers. Wandel der Rast- und Brutvogel-Zönose im NSG Twistesee-Vorsperre. Naturschutz und Landschaftsplanung 32 (5): 129-139.

Köhler, P., & U. Köhler (1996): Eine Auswertung von Ringfunden der Tafelente (Aythya ferina) angesichts der zusammenbrechenden Mausertradition im Ismaninger Teichgebiet. Vogelwarte 38: 225-234.

Koop, B. (1996): Die Bedeutung der Binnengewässer Ostholsteins für die Schwingenmauser von Wasservögeln am Beispiel von Haubentaucher (Podiceps cristatus), Schnatterente (Anas strepera), Tafelente (Aythya ferina) und Reiherente (Aythya fuligula). Corax 16: 393-405.

Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2010): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz Stand März 2010. http://www.naturschutzinformationennrw.de/vns/web/babel/media/anwenderhandbuch201003.pdf. Abruf 7.6.2011.

Mildenberger, H. (1982): Die Vögel des Rheinlandes, Bd. 1: Seetaucher bis Alken (Gaviiformes - Alcidae). Beitr. zur Avifauna des Rheinlandes Heft 16-18. Düsseldorf.

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) (2010): Blaue Richtlinie – Richtlinie für die Entwicklung naturnaher Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen. Ausbau und Unterhaltung. http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/sonderreihen/blau/Blaue%20Richtlinie.pdf, 31.05.2011

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 2011): Lebensraumansprüche, Verbreitung und Erhaltungsziele ausgewählter Arten in Niedersachsen. Teil 2: Gastvögel. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1 / 2011: 48 S.

Schmitz, M. (1996): Veränderungen der Habitatqualität für Wasservögel durch Entschlammungs- und Entkrautungsmaßnahmen. Charadrius 32 (2): 49-55.

Utschik, U. (1995): Bestandsentwicklung und Habitatpräferenzen von rastenden oder überwinternden Wasservögeln im Bereich der Innstaustufen Stammham und Simbach-Braunau. Mitt. Zoologische Gesellschaft Braunau 6 (3): 221-238.