



Arbeitsgruppe für  
regionale Struktur- und  
Umweltforschung GmbH

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

# Windenergie und der Erhalt der Vogelbestände

Regelungsvorschläge im Kontext einer  
gesetzlichen Pauschalausnahme

26. April 2021

Erstellt im Auftrag von:



Stiftung  
Klimaneutralität

**Auftraggeber:**

Stiftung Denkfabrik Klimaneutralität  
Friedrichstraße 140  
10117 Berlin

**Vorhaben:**

Windenergie und der Erhalt der Vogelbestände  
Regelungsvorschläge im Kontext einer gesetzlichen Pauschalausnahme

**Stand:**

26.04.2021

**Auftragnehmer:****ARSU GmbH**

Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH  
Escherweg 1, 26121 Oldenburg  
Postfach 11 42, 26001 Oldenburg

Tel. +49 441 971 74 97

Fax +49 441 971 74 73

[www.arsu.de](http://www.arsu.de)

[info@arsu.de](mailto:info@arsu.de)

**Bearbeiter:**

Dr. Marc Reichenbach, Dipl.-Biol., Dipl.-Ökol.

Tim Aussieker, M.Sc. Landschaftsökologie

## INHALTSVERZEICHNIS

1	Aufgabenstellung .....	1
2	Vorgehensweise .....	2
2.1	Ausgangsbasis .....	2
2.2	Das artenschutzrechtliche Konstellationsmodell .....	4
3	Relevantes Arteninventar.....	7
3.1	Auswahl hinsichtlich Population und Gefährdung .....	7
3.1.1	Grundlagen .....	7
3.1.2	Bewertung der Bedeutung zusätzlicher anthropogener Mortalität.....	10
3.1.3	Ergebnis der Artenauswahl.....	14
3.2	Auswahl anhand der Betroffenheit durch Kollision an WEA.....	16
3.2.1	Überblick über den Kenntnisstand .....	16
3.2.2	Relative Kollisionsbetroffenheit.....	17
3.2.3	Artspezifische Qualifizierung .....	27
3.3	Resultierendes Artenspektrum.....	38
4	Ermittlung der Schutzabstände.....	41
4.1	Äußerer Abstand.....	41
4.1.1	Vorgehensweise .....	41
4.1.2	Probabilistische entfernungsabhängige Abschätzung des Kollisionsrisikos .....	43
4.1.3	Populationsbiologischer Mortalitäts-Grenzwert .....	60
4.1.4	Zusammenführung und Ergebnis .....	68
4.2	Innerer Abstand .....	71
4.2.1	Vorgehensweise .....	71
4.2.2	Überblick zu Maßnahmentypen .....	72
4.2.3	Senkung der Habitatattraktivität im Gefahrenbereich.....	73
4.2.4	Ablenkflächen .....	73
4.2.5	Pauschale Betriebseinschränkungen mit Bezug zur Landwirtschaft .....	74
4.2.6	Pauschale Betriebseinschränkung während der Brutzeit .....	75

4.2.7	Technische Antikollisionssysteme.....	76
4.2.8	Anheben der Rotorunterkante.....	79
4.2.9	Umsetzung und Ergebnis .....	79
5	Ergebnis des artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells.....	89
5.1	Überblick .....	89
5.2	Hinweise zu Fall 2.....	90
5.3	Hinweise zu Fall 3.....	100
5.4	Verbleibende Prüfungserfordernisse im Einzelfall .....	101
5.4.1	Genehmigungsfähigkeit in Bezug auf das Tötungsverbot.....	101
5.4.2	Hinweise zu notwendigen Bestandserfassungen.....	104
6	Fazit .....	105
7	Literatur.....	107

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Vorgehensweise auf der Grundlage der Zielsetzungen der Vogelschutzrichtlinie .....	4
Abbildung 2: Schematische Darstellung der Zulässigkeit von WEA auf Grundlage des artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells .....	6
Abbildung 3: Parameter des Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index.....	11
Abbildung 4: Grob geschätzte Einteilung der Artengruppen ausschließlich im Hinblick auf die populationsbiologische Sensivität gegenüber anthropogener Mortalität eines Individuums.....	12
Abbildung 5: Parameter des Naturschutzfachlichen Wert-Index .....	13
Abbildung 6: Aggregation von Populationsökologischen Sensivitäts-Index und Naturschutzfachlichem Wert-Index zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) für die Bedeutung anthropogener Mortalität.....	14
Abbildung 7: Klassen der Mortalitätsgefährdung nach MGI.....	14
Abbildung 8: Lineare Regression zwischen der relativen Kollisionsbetroffenheit gemäß Tabelle 6 und dem Anteil an Habitat mit Einfluss von WEA gemäß BUSCH <i>et al.</i> (2017) (Habitatstörungspotenzial).....	27
Abbildung 9: Histogramm der Flughöhen besenderter Rotmilane in 25 m-Klassen mit Angabe des jeweiligen prozentualen Anteils der Häufigkeit .....	29
Abbildung 10: Schematischer Ablauf des Band-Modells .....	44
Abbildung 11: Formel zur Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit innerhalb eines Jahres .....	45
Abbildung 12: Aufsummierter Anteil der Ortungen in Abhängigkeit zur Distanz zum Horst.....	47
Abbildung 13: Wahrscheinlichkeit für den Aufenthalt im Bereich des Rotors der WEA.....	48
Abbildung 14: Durchschnittliche Kollisionswahrscheinlichkeit des Rotmilans pro Durchflug ohne Ausweichverhalten.....	50
Abbildung 15: Aufsummierte durchschnittliche Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Seeadlern in Relation zur Entfernung zum Horst .....	54
Abbildung 16: Aufsummierte durchschnittliche Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Schreiadlern in Relation zur Entfernung zum Horst.....	56
Abbildung 17: Windkraftanlagendichte pro km <sup>2</sup> im Jahr 2019 auf Landkreisebene .....	63
Abbildung 18: Verbreitung des Rotmilans in Deutschland 2010-2014 .....	64
Abbildung 19: Entwicklung des Brutbestands im Kreis Paderborn im Zeitraum 2010-2019 .....	66

Abbildung 20: Summarische Darstellung der Entfernung und Richtung von Nahrungsflügen an acht Seeadlerbrutplätzen in Schleswig-Holstein (n= 46), Quelle: Hötker et al. (2013).....	69
Abbildung 21: Auf der Basis von Kollisionsopfersuchen geschätzte Anzahl kollidierter Adler vor und nach der Installation von IdentiFlight im Test-Windpark (Treatment) .....	92
Abbildung 22: Ergebnisse linearer Regressionen zur Abhängigkeit der Rotmilanflugaktivität im 350 m Radius um eine WEA .....	95
Abbildung 23: Multivariates Modell zur Relation von Horstentfernung und Offenlandanteil zur Flugaktivität.....	95
Abbildung 24: Rotmilan-Szenario 1: Lage im ungeeigneten Nahrungshabitat.....	96
Abbildung 25: Rotmilan-Szenario 2: Lage im großräumig geeigneten Nahrungshabitat.....	97
Abbildung 26: Rotmilan-Szenario 3: Lage im kleinräumig geeigneten Nahrungshabitat.....	98

### TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Fall-Matrix des artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells.....	5
Tabelle 2: Bewertung des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen und Arten der FFH-RL .....	9
Tabelle 3: Bewertungsparameter des .....	9
Tabelle 4: Vogelarten Deutschlands mit sehr hoher bis mittlerer Bedeutung der Mortalität von Individuen.....	15
Tabelle 5: Vogelverluste an Windenergieanlagen in Europa .....	19
Tabelle 6: Gegenüberstellung von Schlagopferfunden aus der Fundkartei und den nationalen Brutbestandsgrößen für ausgewählte Arten .....	21
Tabelle 7: Zuwachs der Kollisionsopfer in der zentralen Fundkartei zwischen März 2018 und November 2020.....	23
Tabelle 8: Brutpaaranzahl von Arten, die im Zeitraum 2018-2020 stärker von Kollisionen betroffen waren .....	24
Tabelle 9: Anteil von potenziell durch Windenergie „gestörtem“ Habitat von „windkraftsensiblen“ Vogelarten in Deutschland .....	25

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Tabelle 10:	Zusammenführung mehrerer Kriterien zur Ermittlung des artenschutzrechtlich relevanten Artenspektrums in Bezug auf das Tötungsverbot .....	40
Tabelle 11:	Kollisionswahrscheinlichkeit pro Jahr und Anlage in Relation zur Entfernung.....	59
Tabelle 12:	Ermittelte äußere Schutzabstände zwischen Brutplatz und WEA zur rechnerischen Einhaltung des angesetzten Grenzwertes.....	70
Tabelle 13:	Artspezifische Eignung einschlägiger Schutzmaßnahmen in Bezug auf das Kollisionsrisiko .....	80
Tabelle 14:	Innere Schutzabstände auf der Grundlage technischer Antikollisionssysteme (AKS) und deren erforderliche Mindest-Wirksamkeit zur Einhaltung des Risiko-Grenzwertes .....	83
Tabelle 15:	Überblick über die Regelungsvorschläge für das artenschutzrechtliche Konstellationsmodell.....	89

### 1 Aufgabenstellung

Das artenschutzrechtliche Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG stellt hinsichtlich der Beurteilung und Bewältigung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen (WEA) die beteiligten Akteure (Genehmigungsbehörden, Antragsteller, Gutachter) oftmals vor große Herausforderungen. Insbesondere die Bestimmung der sog. Signifikanzschwelle im Zusammenhang mit § 44 Abs. 5 Satz 2 Nr. 1 BNatSchG führt aufgrund der nach wie vor nicht gegebenen Ausfüllung des Signifikanzbegriffs zu großen fachlichen und rechtlichen Unsicherheiten (SPRÖTGE *et al.* 2018). Im Ergebnis trägt die gegenwärtige fachliche und rechtliche Handhabung des Tötungsverbotes mit dazu bei, dass sich der Ausbau der Windenergienutzung stark verlangsamt hat und die Erreichung der klimapolitischen Ziele der Bundesregierung in Frage steht (SCHARFENSTEIN & BRINGEWAT 2021).

Um zu verhindern, dass artenschutzrechtliche Aspekte die schnelle Umstellung der fossilen Energieerzeugung auf erneuerbare Energieerzeugung weiterhin erschweren, schlagen SCHARFENSTEIN & BRINGEWAT (2021) eine technologiespezifische generelle Ausnahme vom Tötungsverbot vor, die pauschal für alle Vögel in Bezug auf Kollisionen an WEA gelten soll. Dies soll bei der Zulassung von Windenergieanlagen generalisierende Betrachtungen ermöglichen und somit die Anforderungen an das Genehmigungsverfahren und die Zulassungsentscheidung erheblich klarer adressieren. Dies erfordert somit nicht mehr die aufwändige Feststellung eines nicht signifikanten Tötungsrisikos als Tatbestandsausschluss auf Grundlage von Prognoseentscheidungen im Einzelfall.

Die genehmigten Ausnahmen dürfen dabei jedoch keine Wirkung entfalten, die den Zielen der EU-Vogelschutzrichtlinie zuwiderläuft. Ein zu schaffendes Ausnahmeregime darf daher nicht dort Windenergieanlagen zulassen, wo allein durch die Auswahl eines Standortes ein weit über dem Grundrisiko betroffener Arten liegendes Tötungsrisiko geschaffen wird bzw. bei denen die Tötung eines konkreten Tieres begründet erwartet werden kann. Jedoch müssen gleichfalls solche Standorte und Bereiche identifizierbar sein, bei denen von solch einem erhöhten Risiko nicht auszugehen ist und die gesetzliche Ausnahme so ausgestaltet werden, dass an solchen Standorten keine artenschutzrechtlichen Hürden für die Genehmigung bestehen (SCHARFENSTEIN & BRINGEWAT 2021).

Das Ziel der EU-Vogelschutzrichtlinie (VRL) ist der langfristige Schutz und Erhaltung sämtlicher europäischer Vogelarten. Diese sind auf einem Stand zu halten oder auf einen Stand zu bringen, der insbesondere den ökologischen, wissenschaftlichen und kulturellen Erfordernissen entspricht, wobei den wirtschaftlichen und freizeitbedingten Erfordernissen Rechnung getragen wird (Art. 2 VRL). Es bedarf somit innerhalb des vorgesehenen technologiespezifischen Ausnahmeregimes bezüglich des Tötungsverbotes zusätzlicher Regelungen für bestimmte Vogelarten, um zu verhindern, dass es durch die Anwendung dieser Ausnahme und die Hinnahme eines gewissen Ausmaßes an Kollisionsopfern zu Verschlechterungen der Bestandssituation

kommt. Ebenso darf es nicht für bereits gefährdete Arten dazu führen, dass die Erlangung eines günstigen Erhaltungszustandes behindert wird.

Aufgabe des vorliegenden Gutachtens ist die Erarbeitung eines Vorschlags für derartige einschränkende Regelungen zur Sicherstellung der Einhaltung der Ziele der VRL trotz der vorgesehenen Pauschalausnahme vom Tötungsverbot. Hierzu erfolgt zunächst eine Auswahl von Arten, für die ein besonderer Regelungsbedarf im Hinblick auf die Bedeutung zusätzlicher anthropogener Mortalität für die Erhaltung der Bestände besteht. Für diese Arten wird dann eine spezifische Ableitung von Schutzabständen und Schutzmaßnahmen und deren Einordnung in definierte Fallkonstellationen zur Sicherstellung der Genehmigungsfähigkeit im Rahmen der Ausnahme vorgenommen.

Für die Bearbeitung dieser Fallkonstellationen in den Genehmigungsverfahren sollen Klarstellungen, Vereinfachungen und methodische Hilfestellungen angeboten werden.

Ziel ist somit die Gewährleistung artenschutzrechtlicher Notwendigkeiten zum Erhalt der jeweiligen Vogelarten unter gleichzeitiger Erleichterung des Genehmigungsprozesses für Windenergieanlagen. Auf der Grundlage der von SCHARFENSTEIN & BRINGEWAT (2021) vorgeschlagenen gesetzlichen Pauschalausnahme verlagert sich die Betrachtungsebene jedoch von der Prüfung des Tatbestandes in die Ausnahme. Hierdurch wird u.a. der Fokus von dem strengen Individuenschutz auf den Erhalt der Populationen gelenkt. Es stellt sich somit im jeweiligen Einzelfall nicht mehr die Frage, ob für die betreffenden Individuen das Tötungsrisiko signifikant erhöht wird, sondern auf welche Weise dieses Tötungsrisiko auf einem Niveau gehalten wird, das den Erhalt der Populationen im Hinblick auf die Ziele der VRL sicherstellt.

## 2 Vorgehensweise

### 2.1 Ausgangsbasis

Die bislang vorliegenden Leitfäden der Bundesländer zum Thema Windenergie und Artenschutz sowie auch die Papiere der LAG-VSW (2015) und der UMK (2020) lassen sich im Grundsatz wie folgt charakterisieren:

1. Definition von WEA-empfindlichen Arten
2. Umgang mit diesen Arten (Abstände, Erfassung, Maßnahmen)

Diese Zweiteilung (vgl. ebenso SPRÖTGE *et al.* (2018)) wird auch in dem vorliegenden Gutachten verfolgt, allerdings mit dem Unterschied, dass es dabei nicht um die artenschutzrechtliche Verbotsermittlung geht, sondern um einschränkende Bedingungen für bestimmte Arten im Rahmen einer gesetzlichen Pauschalausnahme.

Hinsichtlich der Definition der WEA-empfindlichen Arten ist festzuhalten, dass bislang eine systematische Herleitung von Artenlisten in den genannten Papieren weitgehend fehlt.

Ausgangspunkt ist insbesondere im sog. Helgoländer Papier (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFTEN DER VOGELSCHUTZWARTEN (LAG VSW) 2015) die zentrale Datenbank zu Vogelverlusten an Windenergieanlagen, die von der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg geführt wird, in Kombination mit einer Zusammenstellung von Aussagen aus Literaturquellen.<sup>1</sup> Es fehlt jedoch, so auch aktuell in UMK (2020), an einer Festlegung eines systematischen methodischen Ansatzes inkl. eines definierten Kriterienkatalogs, anhand dessen eine nachvollziehbare Auswahl der Arten erfolgen kann. Vorschläge hierzu wurden bislang von BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) sowie SPRÖTGE *et al.* (2018) vorgelegt.

Ungeachtet dessen zeigt sich über die verschiedenen Leitfäden und Empfehlungen hinweg ein hoher Grad an Übereinstimmung hinsichtlich dieser Artenlisten. Es wird jedoch deutlich, dass sich diese Artenlisten nicht unbedingt an der absoluten Zahl bisher bekannt gewordener Kollisionszahlen orientieren. Andernfalls müssten neben Mäusebussard, Rotmilan und Seeadler auch Arten wie Stockente, Ringeltaube, Lachmöwe, Mauersegler, Turmfalke, Silbermöwe, Wintergoldhähnchen oder Feldlerche aufgenommen werden. Dies haben insbesondere die Ergebnisse des PROGRESS-Projektes verdeutlicht, wonach diese Arten die Fundzahlen anführen (GRÜNKORN *et al.* 2016). Offenbar spielen somit bei der Auswahl der WEA-empfindlichen Arten noch andere Erwägungen eine Rolle, wie z.B. Seltenheit oder Bestandsgröße.

Ähnliches gilt auch für den empfohlenen Umgang mit diesen Arten, insbesondere hinsichtlich der Abstandsempfehlungen. Diese werden im Wesentlichen mit Kenntnissen zur jeweiligen Raumnutzung begründet, wobei der Bereich um den Neststandort, in dem der überwiegende Teil der Aktivitäten zur Brutzeit stattfindet (mehr als 50% der Flugaktivitäten, beim Rotmilan 60 %) freigehalten werden soll (LAG VSW 2015, S. 19). Anhand der Abstandsempfehlungen für Arten wie Baumfalke und Wespenbussard einerseits oder Waldschnepfe und Kiebitz andererseits wird jedoch deutlich, dass hierbei auch andere, nicht dargelegte Erwägungen eine Rolle spielen. So weisen Baumfalke und Wespenbussard sehr viel größere Aktionsradien auf und bei Waldschnepfe und Kiebitz sind aus der Literatur deutlich geringere Beeinträchtigungsdistanzen belegt. Insgesamt scheinen die Abstandsempfehlungen des Helgoländer Papiers deutlich vom Vorsorge-Prinzip geprägt, das jedoch im Artenschutzrecht keine Entsprechung findet (SPRÖTGE *et al.* 2018, S. 68).

Vor diesem Hintergrund wird im vorliegenden Gutachten eine systematische Herleitung sowohl der Auswahl an WEA-empfindlichen Arten als auch der Empfehlungen zu Schutzabständen angestrebt. Diese greift auf die Arbeiten von BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) sowie SPRÖTGE *et al.* (2018) zurück und bezieht neue wissenschaftliche Kenntnisse insbesondere zum Flugverhalten einiger Arten ein.

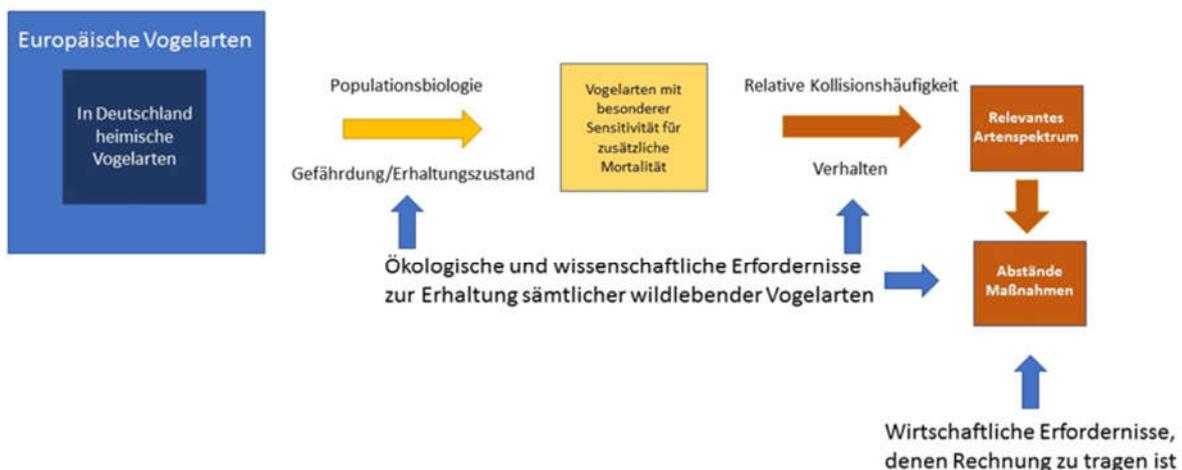
---

<sup>1</sup> <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzwarte/arbeitschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/>, abgerufen am 22.02.2021

## 2.2 Das artenschutzrechtliche Konstellationsmodell

Der Ansatz beruht im Wesentlichen auf zwei Schritten: Ermittlung des relevanten Artenspektrums – spezifisch in Bezug auf Kollisionen an WEA – und Definition der notwendig einzubeziehenden Maßnahmen zur Vermeidung von Populationsrückgängen im Rahmen einer pauschalen Ausnahme vom Tötungsverbot (s. Abbildung 1). Demgemäß soll die angestrebte Erleichterung der Vereinbarkeit von Artenschutz und Windenergienutzung auf der Basis der in Art. 2 VRL formulierten Ziele wie folgt erreicht werden:

- Berücksichtigung der ökologischen und wissenschaftlichen Erfordernisse zum Erhalt der Vogelarten durch Definition von verbindlichen Schutzabständen und Schutzmaßnahmen
- Berücksichtigung der wirtschaftlichen bzw. energiepolitischen Erfordernisse durch Gewährleistung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit bei Einhaltung dieser Vorgaben



**Abbildung 1: Vorgehensweise auf der Grundlage der Zielsetzungen der Vogelschutzrichtlinie**

Hierzu wird ein Modell auf der Basis von zwei Schutzabständen vorgeschlagen, bei dem für jeden konkreten Planungsfall lediglich zu prüfen ist, welche der drei genannten Konstellationen zutrifft (s. Tabelle 1 und Abbildung 2). Es ist allerdings zu betonen, dass dieses Modell – im Weiteren artenschutzrechtliches Konstellationsmodell genannt – uneingeschränkt nur für Arten genutzt werden kann, für die von einer gewissen Lagekonstanz des Brutplatzes ausgegangen werden kann, nicht jedoch für Arten mit häufig wechselndem Brutplatz. Das Modell bedarf daher zusätzlich artspezifischer Qualifizierungen, die in Kap. 3.2.3 ausgearbeitet werden.

Grundsätzlich liegen dem Modell folgende Überlegungen zugrunde:

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

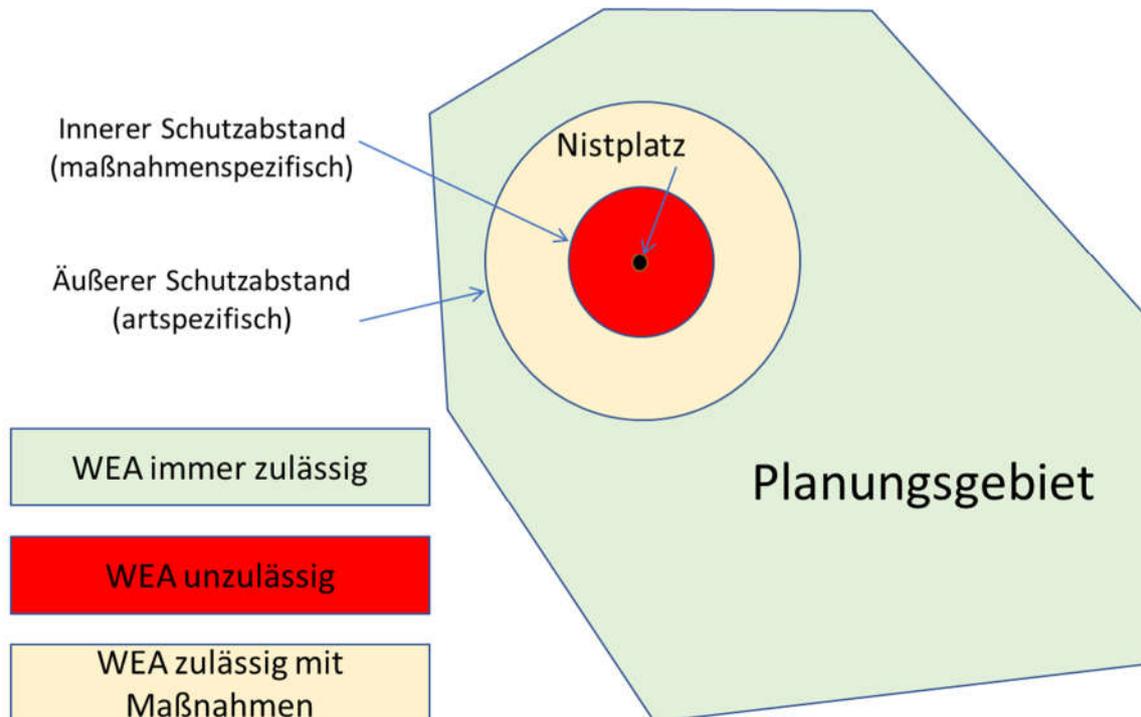
Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

1. Es wird eine technologiespezifische generelle gesetzliche Ausnahme vom Tötungsverbot in Bezug auf Vögel angenommen.
2. Hierbei muss jedoch gemäß den Zielen der VRL sichergestellt werden, dass es in der Folge nicht zur negativen Populationsentwicklungen infolge von Kollisionen an WEA kommt.
3. Es wird daher für bestimmte Vogelarten, die sowohl besonders schutzbedürftig als auch in besonderem Maße von Kollisionen betroffen sind, ein äußerer Schutzabstand um den Brutplatz vorgesehen, bei dessen Einhaltung ein Bestandsrückgang durch etwaige Kollisionen nicht mehr befürchtet werden muss. WEA außerhalb des äußeren Schutzabstandes sind daher grundsätzlich genehmigungsfähig (mit wenigen zusätzlichen Qualifizierungen für bestimmte Arten).
4. Bei einer Unterschreitung des äußeren Schutzabstands muss mit populationsrelevanten Auswirkungen im Falle der Errichtung von WEA gerechnet werden. Die Anlagen sind dort daher nur genehmigungsfähig, wenn durch zusätzliche Schutzmaßnahmen eine Populationswirksamkeit von Individuenverlusten vermieden werden kann.
5. Da die Wirksamkeit solcher Schutzmaßnahmen begrenzt ist, können die Anlagen nicht beliebig nahe an den Brutplatz heranrücken, da angesichts der dort gegebenen sehr hohen ortsgebundenen Flugaktivität das Kollisionsrisiko durch Schutzmaßnahmen nicht mehr beherrschbar ist.
6. Es wird daher ein zusätzlicher innerer Schutzabstand definiert, bei dessen Unterschreitung WEA grundsätzlich nicht mehr genehmigungsfähig sind.

**Tabelle 1: Fall-Matrix des artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells**

	<b>Fall 1</b>	<b>Fall 2</b>	<b>Fall 3</b>
<b>Artenschutz-Relevanz</b>	Zu nah am Brutplatz nicht genehmigungsfähig	Nah am Brutplatz nur mit Schutzmaßnahmen genehmigungsfähig	Hinreichend fern vom Brutplatz genehmigungsfähig (Sonderfälle wie Fall 2 zu behandeln)
<b>Entfernung zum Brutplatz</b>	< innerer Schutzabstand	> innerer Schutzabstand und < äußerer Schutzabstand	> äußerer Schutzabstand



**Abbildung 2: Schematische Darstellung der Zulässigkeit von WEA auf Grundlage des artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells**

Zur Ausgestaltung dieses Modells wird im Weiteren wie folgt vorgegangen:

1. Nachvollziehbare Ableitung des relevanten Artenspektrums nach den Kriterien der besonderen Empfindlichkeit gegenüber zusätzlicher Mortalität und der besonderen Betroffenheit durch Kollisionen an WEA (Kap. 3).
2. Artspezifische Herleitung des äußeren Schutzabstandes anhand einer probabilistischen Abschätzung des Ausmaßes der Flugaktivität in Abhängigkeit von der Entfernung zum Brutplatz, deren resultierendes Kollisionsrisiko einen Populationsrückgang nicht erwarten lässt (Kap. 4.1)
3. Artspezifische Herleitung des inneren Schutzabstandes anhand der Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Brutplatz (Kap. 4.2).

Auf dieser Basis werden in Kap. 5 – als dem eigentlichen Ergebnis dieses Gutachtens – die jeweiligen Fallkonstellationen charakterisiert und Bausteine für deren möglichst einfache Bearbeitung im Genehmigungsverfahren angeboten.

### 3 Relevantes Arteninventar

#### 3.1 Auswahl hinsichtlich Population und Gefährdung

##### 3.1.1 Grundlagen

Vor dem Hintergrund der in Kapitel 2 dargelegten Zielsetzung geht es um eine Vermeidung von Populationsrückgängen infolge zusätzlicher Mortalität durch Kollisionen an WEA. Hierzu gilt es zunächst aus der Gesamtzahl der in Deutschland heimischen Brutvogelarten diejenigen Arten zu identifizieren, deren Bestände aufgrund ihrer Populationsbiologie und Verbreitung in besonderem Maße vor zusätzlicher anthropogener Mortalität geschützt werden müssen. Dieser Ansatz orientiert sich auch am Anhang IV der FFH-RL. Im Vergleich der FFH- und der VRL besteht ein deutlicher Unterschied bei der Auswahl der zu schützenden Arten. So fokussiert sich der Artenschutz in der FFH-Richtlinie auf bestimmte, gefährdete und/oder seltene Arten, die im Anhang IV der Richtlinie aufgeführt werden. Die VRL zielt hingegen auf den Schutz sämtlicher in Europa heimischen Vogelarten und macht dabei keine Unterscheidungen bezüglich Gefährdungen oder Erhaltungszuständen.

Im Fokus stehen somit solche Arten, deren Populationen sich nicht in einem „guten Erhaltungszustand“ befinden bzw. vor einer Verschlechterung des Erhaltungszustands in besonderer Weise geschützt werden müssen. Des Weiteren sind im speziellen Fall von WEA nur Arten von Relevanz, die als „windkraftsensibel“ gelten, also in vergleichsweise hohem Ausmaß von Kollisionen an WEA betroffen sind. Durch das Zusammentreffen einer besonderen Schutzbedürftigkeit hinsichtlich des Erhaltungszustands mit einer durch WEA erhöhten Mortalität kann sich für diese Artengruppe eine erhöhte Gefährdung durch den weiteren Ausbau der Windenergie ergeben.

Dieser Ansatz ist im Grunde nicht neu, sondern entspricht weitgehend der von der LAG VSW (2015) und den Leitfäden der Bundesländer getroffenen Artenauswahl, ohne dass diese jedoch in vergleichbarer Weise explizit abgeleitet wäre. Die nachfolgenden Ausführungen beziehen sich allerdings nur auf Arten, die für das artenschutzrechtliche Tötungsverbot relevant sind, nicht hingegen auf solche mit Relevanz für das Störungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG. Die vorgeschlagene Pauschalausnahme bezieht sich ebenfalls nicht auf das Störungsverbot.

Die gemäß Art. 5 der VRL geschützten Vogelarten umfassen alle „europäischen“ Vogelarten, die natürlicherweise in der EU vorkommen. Die Referenzliste der „europäischen Arten“ beinhaltet 691 Arten sowie eine Gattung ohne Aufschlüsselung der einzelnen Arten (Stand August 2018)<sup>2</sup>. Insgesamt 15 Neozoen-Arten gelten nach Auffassung der Europäischen Kommission als in der EU

---

<sup>2</sup> [https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/eu\\_species/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/wildbirds/eu_species/index_en.htm) (abgerufen am 15.02.2021)

eingebürgert. Sie gelten damit aber nicht als „europäische“ Arten im Sinne der V-RL und sind somit auch nicht „besonders geschützt“ gemäß BNatSchG.

Die deutsche Artenliste umfasst 305 Brutvogelarten, einschließlich Neozoen und ausgestorbener Arten (GERLACH *et al.* 2019). Dazu zählen einige Arten mit Bestandsgrößen von mehreren Millionen Brutpaaren und bisweilen positiven Bestandstrends. Für „Allerweltsarten“ wie die Amsel (Platz 1 des Rankings der Brutvögel Deutschlands nach GERLACH *et al.* (2019)) kann offensichtlich von einem guten Erhaltungszustand ausgegangen werden, für einen Großteil der Vogelarten gestaltet sich die Einschätzung jedoch schwieriger, da es für Vögel keine dezidierte Bewertung des Erhaltungszustandes gibt wie für Arten der FFH-Richtlinie.

Entsprechend Artikel 17 der FFH-RL müssen die EU-Mitgliedsstaaten alle sechs Jahre einen Bericht erstellen, der unter anderem den Erhaltungszustand für alle Arten (und Lebensraumtypen), die in den Anhängen der FFH-RL gelistet sind und in dem jeweiligen EU-Staat ihr natürliches Verbreitungsgebiet haben, angibt (BFN 2019).

Nach Art. 1 i) der FFH-RL wird der Erhaltungszustand einer Art mit der Gesamtheit der Einflüsse, die sich langfristig auf die Verbreitung und die Größe der Populationen einer Art [...] auswirken können, beschrieben.

Der Erhaltungszustand einer Art in einer biogeographischen Region wird als „günstig“ betrachtet, wenn

- aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird, und
- das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird und
- ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Population dieser Art zu sichern (FFH-RL Art. 1 i)).

Die Bewertung erfolgt in einem „Ampelschema“, das den Erhaltungszustand in vier verschiedene Klassen unterteilt (s. Tabelle 2), mit Hilfe von vier Parametern, deren aktuelle Ausprägung mit einem Referenzzustand verglichen wird (s. Tabelle 3). Die Abweichung der einzelnen Parameter vom Referenzzustand wird ebenfalls in vier Stufen unterschieden.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

**Tabelle 2: Bewertung des Erhaltungszustands von Lebensraumtypen und Arten der FFH-RL**  
Quelle: SACHTELEBEN & BEHRENS (2010)

	<b>Günstig</b>	<b>Ungünstig unzureichend</b>	<b>Ungünstig schlecht</b>	<b>Unbekannt – keine ausreichenden Daten -</b>
Gesamtbewertung des Erhaltungszustandes	Alle Parameter grün oder einmal unbekannt	Ein Parameter gelb oder mehrmals gelb, aber kein einziges Mal rot	Ein Parameter oder mehrmals rot	Zwei Parameter oder mehr „unbekannt“ in Kombination mit grün oder alle Parameter „unbekannt“

**Tabelle 3: Bewertungsparameter des**  
Quelle: SACHTELEBEN & BEHRENS (2010)

<b>Parameter</b>	<b>Indices</b>
Verbreitungsgebiet	
Population	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Populationsgröße</li> <li>- Populationsentwicklung</li> <li>- Populationsstruktur</li> </ul>
Habitat	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Habitatgröße</li> <li>- Habitatqualität</li> </ul>
Zukunftsaussichten	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Beeinträchtigungen</li> <li>- Gefährdungen</li> <li>- Langfristige Überlebensfähigkeit</li> </ul>

Für die europäischen Vogelarten gibt es keinen entsprechenden Bericht über den Erhaltungszustand. Deutschland hat sich aber wie alle EU-Mitgliedstaaten dazu verpflichtet regelmäßig die Bestandssituation von Vogelarten zu erfassen (GERLACH *et al.* 2019). Nach 2013 wurde im Jahr 2019 zum zweiten Mal eine Übersicht zur Bestandssituation der Vögel in Deutschland veröffentlicht (GERLACH *et al.* 2019). Darin enthalten sind Bestandsgrößen und -trends für alle brütenden, überwinterten und durchziehenden Vogelarten Deutschlands. Einzelne Bundesländer haben die erhobenen Daten genutzt, um den Erhaltungszustand aller innerhalb ihrer Landesgrenzen autochthonen Brutvogelarten analog zur Bewertung der Lebensraumtypen und Arten der FFH-RL zu ermitteln (z.B. Hessen (WERNER *et al.* 2014) oder Bayern<sup>3</sup>). Diese Bewertungen umfassen jedoch nur einen Teil aller in Deutschland vorkommenden Vogelarten.

<sup>3</sup> <https://www.lfu.bayern.de/natur/sap/arteninformationen/artengruppe/zeige?grname=V%26ouml%3Bgel>  
(abgerufen am 15.02.2021)

Die Daten der Bestandssituation der Vögel in Deutschland dienen ebenfalls als Grundlage für die Erstellung der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (GRÜNEBERG *et al.* 2015). Im Gegensatz zur FFH-RL wird in den Roten Listen allerdings nicht der Erhaltungszustand angegeben, sondern die Arten werden aufgrund von Expertengutachten in Gefährdungskategorien eingestuft, die den Grad der Gefährdung wiedergeben. Ein hoher Gefährdungsgrad spräche für einen ungünstigen Erhaltungszustand. In die Bewertung der Roten Listen fließen allerdings auch Populationsveränderungen ein, sodass auch Arten mit noch großen, aber abnehmenden Populationen als „gefährdet“ gelten können (z.B. Feldlerche in der aktuellen Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (GRÜNEBERG *et al.* 2015)). Auch bedeutet es nicht zwangsläufig, dass sich eine Art in einem günstigen Erhaltungszustand befindet, wenn sie nicht bedroht ist (im Sinne eines unmittelbaren Aussterberisikos) (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007).

Anstelle einer reinen Verwendung des Rote-Liste-Status wird daher für den ersten Auswahlschritt als einheitliches Kriterium der sog. Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) von BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) herangezogen, wie auch schon von SPRÖTGE *et al.* (2018). Der Index gibt eine artspezifische Bewertung der Bedeutung zusätzlicher anthropogener Mortalität wieder, die auf einem einheitlichen und nachvollziehbaren Bewertungssystem beruht, und operationalisiert damit die in Tabelle 3 genannten Kriterien. Somit kann aufgezeigt werden, bei welchen seltenen, gefährdeten und populationsbiologisch „sensiblen“ Arten ggf. schon Verluste weniger Individuen naturschutzfachlich kritisch zu bewerten sind (BERNOTAT & DIERSCHKE 2016). Für alle anderen Vogelarten kann analog zum guten Erhaltungszustand argumentiert werden, dass zusätzliche Mortalität durch WEA keine negativen Auswirkungen auf die Population hat.

Im nachfolgenden Kapitel werden die einzelnen Indices sowie die Herleitung der Einstufung des MGI dargestellt.

### **3.1.2 Bewertung der Bedeutung zusätzlicher anthropogener Mortalität**

#### **3.1.2.1 Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index**

Der MGI setzt sich aus zwei Indices zusammen, die wiederum aus sieben bzw. vier Parameter bestehen.

Der Populationsbiologische Sensitivitäts-Index (PSI) umfasst Parameter, die in erster Linie darstellen, wie einschneidend der Verlust eines Individuums für den betroffenen Bestand bzw. die betroffene Population ist und wie schnell dieser Verlust wieder ausgeglichen werden kann (s. Abbildung 3). Die Parameter sind neunstufig skaliert, um das breite Spektrum im Tierreich adäquat abbilden zu können. Ursprünglich wurde der Index für Brutvögel entwickelt, lässt sich aber auch auf andere Tiergruppen übertragen. Die Parameter sind so ausgerichtet, dass kleine Klassenwerte eine hohe Sensitivität gegenüber zusätzlicher Mortalität abbilden und große Klassenwerte eine geringe Sensitivität (BERNOTAT & DIERSCHKE 2016).

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Bewertungsindex	Kriterien	Parameter / Indikatoren
<b>Populations- biologischer Sensitivitäts- Index</b>	Mortalität	Mortalitätsrate Alttiere
	Reproduktion	Lebensalter
		Alter bei Eintritt in Reproduktion
		Reproduktionspotenzial
	Populationsgröße	Reproduktionsrate
	Populationsentwicklung	nationale Bestandsgröße
		nationaler Bestandstrend

**Abbildung 3: Parameter des Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index**

Quelle: BERNOTAT & DIERSCHKE (2016)

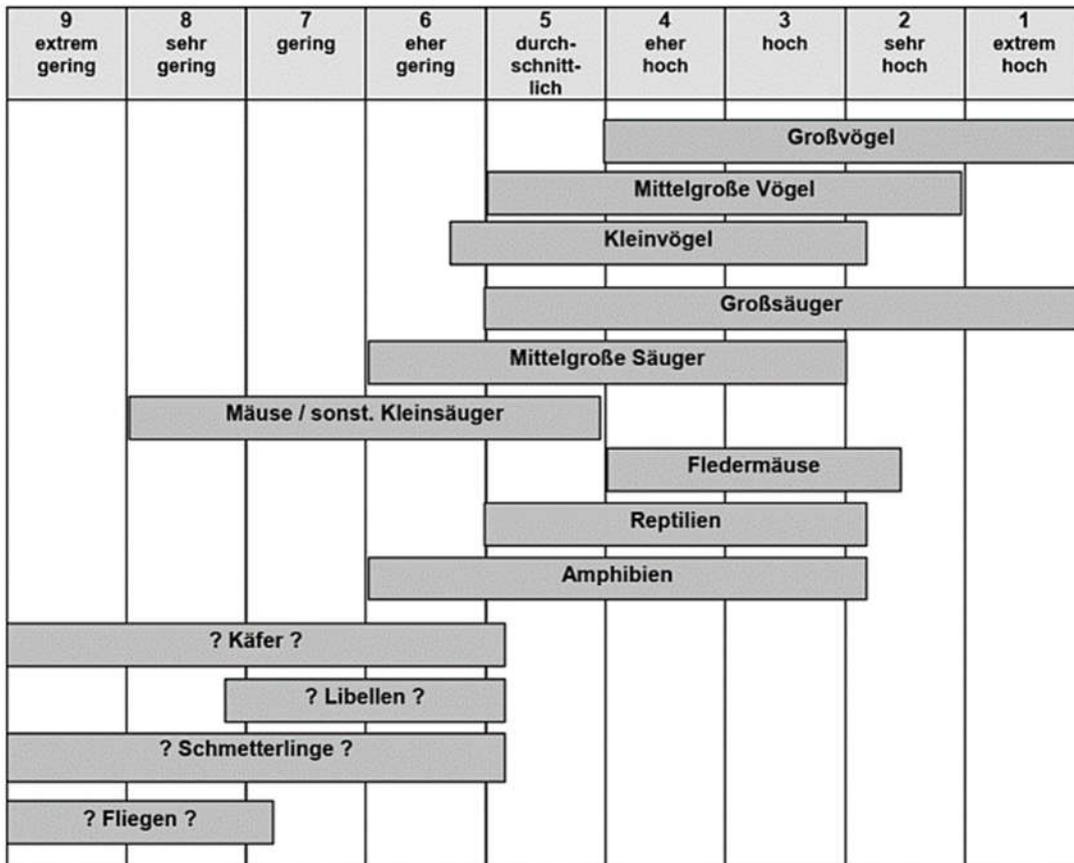
Zur Bildung des PSI wird der Mittelwert der Klassenwerte der Parameter gebildet. Die Parameter werden somit grundsätzlich gleichrangig behandelt, lediglich der nationale Bestandstrend fließt über einen Zu- bzw. Abschlag in die Bewertung ein (BERNOTAT & DIERSCHKE 2016).

Die Bewertung der populationsbiologischen Sensitivität gegenüber anthropogener Mortalität eines Individuums wird über eine neunstufige Skala ausgedrückt (9 „extrem gering“, 1 extrem hoch). Wie in Abbildung 4 dargestellt, sind Vögel generell, insbesondere aber Großvögel, durch eine hohe (bis extreme hohe) Sensitivität gegenüber zusätzlicher anthropogener Mortalität gekennzeichnet. Gründe dafür sind die im Vergleich mit anderen Tiergruppen niedrigen Mortalitäts- und Reproduktionsraten (OWENS & BENNETT 2000; SERGIO *et al.* 2008; WATSON *et al.* 2018).

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

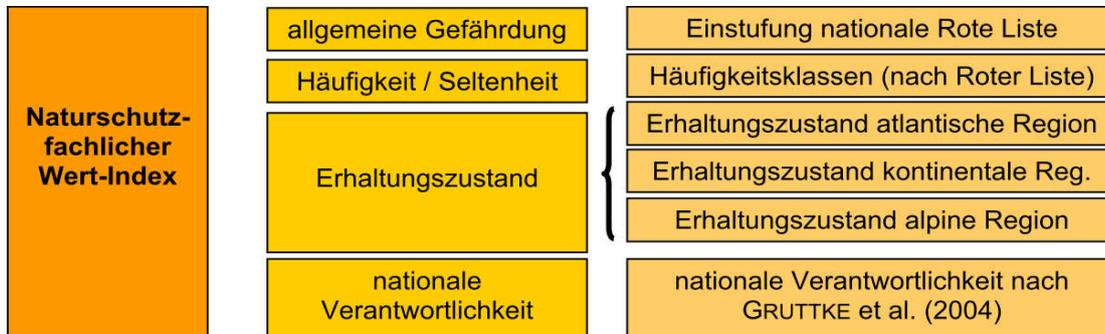
The Regional Planning and  
Environmental Research Group



**Abbildung 4: Grob geschätzte Einteilung der Artengruppen ausschließlich im Hinblick auf die populationsbiologische Sensivität gegenüber anthropogener Mortalität eines Individuums**  
 Quelle: BERNOTAT & DIERSCHKE (2016)

### 3.1.2.2 Naturschutzfachlicher Wert-Index

Als zweiter Index neben dem PSI fließt der Naturschutzfachliche Wert-Index (NWI) in den MGI ein. Dies erfolgt vor dem Hintergrund, dass es bei Arten mit identischer populationsbiologischer Einstufung einen großen Unterschied macht, wie groß die vorhandenen Populationen sind und in welchem Zustand sich diese befinden. Insgesamt fließen in den NWI vier Parameter ein, welche etablierte Kriterien für die Bewertung der naturschutzfachlichen Bedeutung darstellen (s. Abbildung 3).



**Abbildung 5: Parameter des Naturschutzfachlichen Wert-Index**  
 Quelle: BERNOTAT & DIERSCHKE (2016)

Die nationale Ebene stellt die Bezugs Ebene dar. So erfolgt die Bewertung der allgemeinen Gefährdung sowie der Häufigkeit / Seltenheit auf Grundlage der aktuellen Roten Liste Deutschlands (GRÜNEBERG *et al.* 2015). Die Bewertung des Erhaltungszustands liegt für die Artengruppe der Vögel allerdings nicht für die gesamte Bundesrepublik Deutschland vor. Stattdessen wird dieser Parameter durch die „Gefährdung in den Bundesländern“ ersetzt. Dieser Ersatzparameter gibt an, in wie viel Prozent der Bundesländer die entsprechende Art als gefährdet gilt. Die Einteilung des Parameters erfolgt wie auch für die Parameter allgemeine Gefährdung sowie Häufigkeit / Seltenheit mit Hilfe von fünf Klassen. Für die Aggregation zum NWI wird der Mittelwert der Klassen der drei Einzelparameter berechnet.

Der Parameter nationale Verantwortlichkeit fließt wiederum als Abschlag in die Bewertung ein. Da auch diese Einstufung nicht für die Artengruppe der Brutvögel vorliegt, greifen BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) stattdessen auf die SPEC-Kategorisierung zurück (SÜDBECK *et al.* 2007). Die SPEC-Kategorisierung berücksichtigt sowohl den Erhaltungszustand der Arten in Europa als auch die nationale Verantwortlichkeit für gefährdete Arten. Arten mit einem günstigen Erhaltungszustand in Europa erhalten keinen Abzug.

Die Bildung des NWI beruht somit zu großen Teilen auf der Bewertung von Roten Listen. Die Berücksichtigung des Parameters Häufigkeit / Seltenheit verhindert, dass Arten, die aufgrund von großen Bestandsrückgängen als gefährdet gelten, aber immer noch über eine sehr hohe Anzahl an Brutpaaren verfügen (z. B. Feldlerche), naturschutzfachlich bedeutsamer eingestuft werden als vergleichsweise seltene Arten, die nicht (mehr) als gefährdet gelten (z. B. Kranich).

### 3.1.2.3 Gesamtbewertung

Der MGI ergibt sich schlussendlich durch die Aggregation des PSI und des NWI. Durch die Verknüpfung der 9-stufigen Skalierung des PSI mit der 5-stufigen Skalierung des NWI ergibt sich eine Matrix, welche die 13-stufige Gesamtskalierung wiedergibt (s. Abbildung 6).

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

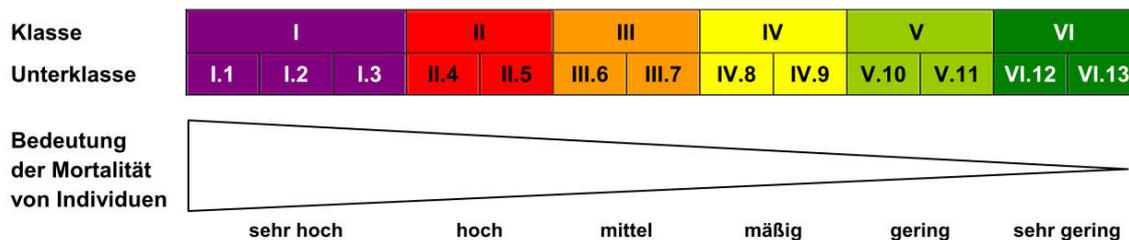
Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Populationsbiologischer Sensitivitäts-Index (9-stufig)	Naturschutzfachlicher Wert-Index (5-stufig)				
	1 sehr hoch	2 hoch	3 mittel	4 gering	5 sehr gering
1 (extrem hoch)	I.1	I.2	I.3	II.4	II.5
2 (sehr hoch)	I.2	I.3	II.4	II.5	III.6
3 (hoch)	I.3	II.4	II.5	III.6	III.7
4 (relativ hoch)	II.4	II.5	III.6	III.7	IV.8
5 (mittel)	II.5	III.6	III.7	IV.8	IV.9
6 (relativ gering)	III.6	III.7	IV.8	IV.9	V.10
7 (gering)	III.7	IV.8	IV.9	V.10	V.11
8 (sehr gering)	IV.8	IV.9	V.10	V.11	VI.12
9 (extrem gering)	IV.9	V.10	V.11	VI.12	VI.13

**Abbildung 6: Aggregation von Populationsökologischen Sensitivitäts-Index und Naturschutzfachlichem Wert-Index zum Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) für die Bedeutung anthropogener Mortalität.**  
Quelle: BERNOTAT & DIERSCHKE (2016)

Verallgemeinert kann entsprechend der Farben eine sechs Klassen (I bis VI) umfassende Skalierung gebildet werden (s. Abbildung 7). Ein Index-Wert von I charakterisiert die höchste Bedeutung einer zusätzlichen anthropogenen Mortalität.



**Abbildung 7: Klassen der Mortalitätsgefährdung nach MGI**  
Quelle: BERNOTAT & DIERSCHKE (2016)

### 3.1.3 Ergebnis der Artenauswahl

BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) halten fest, dass „je niedriger der MGI ist, desto größer ist für die Art die Relevanz und Prüfbedürftigkeit anthropogener Mortalität“. Weiter schlussfolgern die Autoren, dass insbesondere bei Arten mit Klassen-Werten von I und II anthropogene Mortalität bereits einzelner Individuen immer kritisch zu prüfen ist. Im Gegensatz dazu spielt zusätzliche anthropogene Mortalität bei Arten der Klassen V und VI nur eine untergeordnete Rolle, diese Arten sind planerisch weitestgehend als unkritisch zu betrachten.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Für Arten der Klassen III und IV ergibt sich die Prüfungsrelevanz im Einzelfall und ist im besonderen Maße abhängig vom geplanten Vorhaben. In diesem Fall wird das artspezifische Kollisionsrisiko als Kriterium genutzt. Die Entscheidung, welche Arten der Klassen III und IV weiterhin betrachtet werden, erfolgt auf Grundlage der Ergebnisse aus Kapitel 3.2. Eine Übersicht aller Arten der MGI Klassen I.1 bis III.7 ist in Tabelle 4 aufgeführt.

**Tabelle 4: Vogelarten Deutschlands mit sehr hoher bis mittlerer Bedeutung der Mortalität von Individuen**  
Quelle: BERNOTAT & DIERSCHKE (2016); sortiert nach MGI-Bewertung

Klasse	Arten
I.1	Steinadler, (Gänsegeier, Bartgeier)
I.2	Eissturmvogel, Tordalk, Schreiadler, Großtrappe, Triel, Goldregenpfeifer, Großer Brachvogel, Uferschnepfe, Alpenstrandläufer, Zwergmöwe, Lachseeschwalbe, Raubseeschwalbe, Brandseeschwalbe
I.3	Bergente, Auerhuhn, Ohrentaucher, Basstöpel, Nachtreier, Purpurreiher, Fischadler, Schelladler, Kornweihe, Wiesenweihe, Sandregenpfeifer, Seeregenpfeifer, Flussuferläufer, Kampfläufer, Steinwäzler, Trottellumme, Steppenmöwe, Zwergseeschwalbe, Trauerseeschwalbe, Flusseeeschwalbe, Küstenseeschwalbe, Sumpfohreule, Weißrückenspecht, Rotkopfwürger
II.4	Singschwan, Pfeifente, Knäkente, Moorente, Birkhuhn, Löffler, Rohrdommel, Zwergdommel, Schwarzstorch, Weißstorch, Seeadler, Kranich, Zwergsumpfhuhn, Kiebitz, Bekassine, Bruchwasserläufer, Mantelmöwe, Dreizehenmöwe, Weißbart-Seeschwalbe, Weißflügel-Seeschwalbe, Habichtskauz, Ziegenmelker, Alpensegler, Wiedehopf, Raubwürger, Haubenlerche, Seggenrohrsänger, Steinrötel, Brachpieper, Zippammer
II.5	Krickente, Spießente, Löffelente, Tafelente, Haselhuhn, Alpenschneehuhn, Steinhuhn, Tüpfelsumpfhuhn, Kleines Sumpfhuhn, Rothalstaucher, Wespenbussard, Rohrweihe, Rotmilan, Schwarzmilan, Baumfalke, Wachtelkönig, Austernfischer, Rotschenkel, Turteltaube, Steinkauz, Zwergohreule, Schwarzkopfmöwe, Silbermöwe, Mittelmeeremöwe, Uhu, Wendehals, Grauspecht, Alpendohle, Felsenschwalbe, Mauerläufer, Steinschmätzer, Schneesperling, Gelbkopf-Schafstelze, Zitronenzeisig, Ortolan
III.6	Weißwangengans, Brandgans, Kolbenente, Eiderente, Gänsesäger, Mittelsäger, Rebhuhn, Schwarzhalztaucher, Kormoran, Graureiher, Habicht, Wanderfalke, Wasserralle, Säbelschnäbler, Flussregenpfeifer, Waldschnepfe, Waldwasserläufer, Lachmöwe, Sturmmöwe, Heringsmöwe, Bienenfresser, Dreizehenspecht, Tannenhäher, Saatkrähe, Kolkrabe, Heidelerche, Zwergschnäpper, Trauerschnäpper, Grünlaubsänger, Halsbandschnäpper, Braunkehlchen, Wiesenpieper, Bergpieper, Trauerbachstelze, Karmingimpel, Zaunammer
III.7	Höckerschwan, Graugans, Schnatterente, Reiherente, Schellente, Wachtel, Zwergtaucher, Haubentaucher, Sperber, Mäusebussard, Turmfalke, Teichhuhn, Blässhuhn, Schleiereule, Raufußkauz, Waldohreule, Waldkauz, Mauersegler, Mittelspecht, Kleinspecht, Schwarzspecht, Pirol, Dohle, Nebelkrähe, Orpheusspötter, Sprosser, Feldlerche, Rauchschwalbe, Berglaubsänger, Schilfrohrsänger, Drosselrohrsänger, Sperbergrasmücke, Ringdrossel, Gartenrotschwanz, Alpenbraunelle, Grauammer

Innerhalb der MGI-Skala sind bei den Brutvögeln erwartungsgemäß Arten wie Steinadler (MGI I.1), Schreiadler und Großtrappe (MGI I.2) gefolgt z. B. vom Fischadler (MGI I.3) auf den „Spitzenplätzen“ (höchste Bedeutung zusätzlicher Mortalität), auch Bart- und Gänsegeier würden sich im Falle einer Wiederansiedlung dort befinden. Dagegen ist die Bedeutung von Einzelverlusten beim Turmfalken oder Sperber (MGI III.7) deutlich geringer. Die Singvögel ordnen sich aufgrund ihrer Populationsbiologie eher im unteren Mittelfeld der Skalierung ein. Allerdings ist bei stark gefährdeten Arten wie z. B. Seggenrohrsänger oder Zippammer auch hier von einer höheren Bedeutung von Individuenverlusten auszugehen (MGI II.4)., siehe BERNOTAT & DIERSCHKE (2016, S. 57).

### 3.2 Auswahl anhand der Betroffenheit durch Kollision an WEA

#### 3.2.1 Überblick über den Kenntnisstand

Einen Überblick über das Wissen zur Kollisionsgefährdung von Vögeln durch WEA geben MARQUES *et al.* (2014). Die von den Autoren ausgewertete Literatur umfasst über 200 Studien, was die Aufmerksamkeit verdeutlicht, die international diesem Thema inzwischen gewidmet wird. Als wesentliche Einflussfaktoren im Hinblick auf das Kollisionsrisiko wurden Artzugehörigkeit, Standortspezifika und Eigenschaften der WEA (insbesondere Größe und Anordnung) identifiziert. Das Vorhandensein spezifischer Flugwege, die regelmäßig und/oder von größeren Vogelzahlen genutzt werden (z. B. zu Nahrungsgebieten oder während des Zuges), scheint dabei in bestimmten Fällen von größerer Bedeutung zu sein als die generelle Vogelaktivität.

Auch SCHUSTER *et al.* (2015) kommen in ihrem Review zu dem Ergebnis, dass die Auswirkungen von WEA stark von den örtlichen Gegebenheiten, den vorkommenden Arten und der Saisonalität abhängen („site-species-season specificity“). Diese Zusammenhänge konnten für Vogelarten weltweit nachgewiesen werden (THAXTER *et al.* 2017).

HÖTKER *et al.* (2013) belegen in Übereinstimmung mit der internationalen Literatur, dass Greifvögel sich nicht oder kaum von WEA gestört fühlen oder sich verdrängen lassen. Stattdessen kollidieren sie im Vergleich zu ihrer Häufigkeit in der Landschaft überproportional häufig mit WEA. Als besonders betroffene Arten sind Steinadler (USA), Gänsegeier (Spanien), Seeadler (Norwegen) und Rotmilan (Deutschland) anzusehen (GOVE *et al.* 2013).

SPRÖTGE *et al.* (2018) haben die in Deutschland bekannt gewordenen Kollisionsopfer in Relation zu den nationalen Brutbestandsgrößen gesetzt. Unter Berücksichtigung einer Reihe von methodischen Einschränkungen wird hieraus ersichtlich, dass hinsichtlich der Betroffenheit der betrachteten Arten durch Kollisionen an WEA teilweise deutliche Unterschiede zu bestehen scheinen. Betrachtet man z.B. Arten, für die aufgrund ihrer Größe und Bekanntheit von einer weitgehend vergleichbaren Fund- und Meldewahrscheinlichkeit ausgegangen werden kann (Seeadler, Weißstorch, Fischadler, Höckerschwan, Uhu, Graureiher, Schreiadler), so ergibt sich für die drei Adlerarten und insbesondere für den Seeadler eine deutlich höhere Betroffenheit. Nach den Adlern ist gemäß dieser Betrachtung der Rotmilan im Verhältnis zur Bestandsgröße am stärksten betroffen. Der Mäusebussard weist bislang die höchste Zahl an bekannt gewordenen Kollisionsopfern auf. Die Art ist zwar relativ in deutlich geringerem Maße betroffen als die vorgenannten Arten, zählt jedoch im Vergleich zum übrigen Artenspektrum offensichtlich zu den stärker kollisionsgefährdeten Vogelarten.

Zu einem grundsätzlich vergleichbaren Ergebnis kommen auch BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) sowie ILLNER (2012). BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) stufen das artspezifische Kollisionsrisiko in fünf Stufen ein und ordnen z.B. See-, Schrei- und Fischadler, Rot- und Schwarzmilan sowie Mäusebussard und Turmfalke einem sehr hohen Kollisionsrisiko zu.

Artengruppen wie Wat- und Wasservögel, aber z.B. auch die Wiesenweihe, zeigen ein ausgeprägtes Ausweich- oder Meideverhalten gegenüber WEA und kollidieren somit vergleichsweise deutlich seltener als die meisten Greifvögel (GRÜNKORN *et al.* 2016; SCHAUB *et al.* 2020). Rotmilane beispielweise zeigen hingegen kein erkennbares Meideverhalten gegenüber WEA (MAMMEN *et al.* 2014; LAG VSW 2015). Während ihrer ausgiebig im Segel- und Ruderflug stattfindenden Nahrungssuche gilt die Art daher als besonders anfällig für WEA-Kollisionen, bei der sich der Vogel lange Zeit im Luftraum aufhält und sich weniger auf die Umgebung als vielmehr auf die Beute konzentriert und daher die Rotoren nicht als Gefahr wahrnimmt (DREWITT & LANGSTON 2008). Es handelt sich allerdings bei Kollisionen generell um äußerst seltene Ereignisse, die zum Teil auf Zufällen beruhen. So ist aus mehreren Studien bekannt, dass Rotmilane erfolgreich innerhalb oder in der Nähe von Windparks brüten und es (trotz Kollisionen) nicht zu einem Bestandsrückgang kommt (MADDERS & WHITFIELD 2006; FA WIND 2019).

Ein wesentlicher Faktor für die Kollisionsgefährdung ist die artspezifische Höhenverteilung der Flugaktivität. Beispielsweise haben Telemetriestudien für den Uhu (*Bubo bubo*) sowie verschiedene Weihenarten (*Circus spp.*) ergeben, dass die Flüge dieser Arten hauptsächlich bis zu einer Höhe von 50 m stattfinden und somit deutlich unterhalb der Rotorunterkante moderner WEA (GRÜNKORN & WELCKER 2019; MIOGA *et al.* 2019; SCHAUB *et al.* 2020).

Darüber hinaus gibt es Konstellationen, in denen die Anlagenstandorte von entsprechenden Arten nur in größerer Höhe überflogen oder auch seitlich umflogen werden, sofern sie sich in bestimmten Habitaten befinden. Als Beispiel dient der Schwarzstorch, für den HAGER & THIELEN (2018) während fünf Raumnutzungsbeobachtungen festgestellt haben, dass insgesamt nur 7 % der Flüge im „konfliktträchtigen“ Bereich stattgefunden haben. Der Großteil der Flüge zwischen Brutplatz und Nahrungsflächen fanden als Distanzflüge in größerer Höhe statt. KHOSRAVIFARD *et al.* (2020) haben Telemetriedaten des Gänsegeiers (*Gyps fulvus*) ausgewertet, die belegen, dass im Bereich eines Windparks in Südspanien zwar regelmäßig Flugaktivität stattfand, dies aber in großer Höhe über den Anlagen.

Die Berücksichtigung der Höhe der Rotorunterkante in Bezug auf das artspezifische Flugverhalten hat bereits Einzug in die Nutzung der Regelabstände gehalten (UMK 2020). Dabei ist jedoch zu beachten, dass die Flughöhe vom Verhaltenskontext abhängt. So fliegen Weihen zwar bei der Nahrungssuche sehr niedrig, bei der Balz, der Revierverteidigung oder auch bei Beuteübergaben an Weibchen und Jungen werden auch größere Flughöhen erreicht, insbesondere in Nestnähe (siehe Kap. 3.2.3).

### 3.2.2 Relative Kollisionsbetroffenheit

Im nachfolgenden Arbeitsschritt müssen aus dem zuvor ausgewählten Artenkorb diejenigen Arten ermittelt werden, welche als besonders kollisionsgefährdet gelten. Eine umfangreiche und auch ansonsten vielfach genutzte Quelle zur Bearbeitung dieser Fragestellung stellt die Schlagopferkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg dar, eine Zusammenstellung von Kollisionsopferfunden seit dem Jahr 2002 in Deutschland sowie in anderen Ländern

Europas.<sup>4</sup> Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass es sich hierbei um eine methodisch sehr heterogen zusammengefasste Liste handelt. Aufwand und Methodik der Suchen, die den jeweiligen Funden zugrunde liegen, sind nicht bekannt. Notwendig wäre eine Berücksichtigung von Korrekturfaktoren im Hinblick auf verschiedene Fehlerquellen (insbesondere Sucheffizienz in Abhängigkeit vom Bearbeiter und der Vegetationshöhe sowie die Abtragräte durch Beutegreifer, siehe z. B. BELLEBAUM *et al.* (2013), GRÜNKORN *et al.* (2016), ASCHWANDEN & LIECHTI (2016)). Diese Korrekturfaktoren sind jedoch standortspezifisch sehr unterschiedlich und hängen zudem stark vom verwendeten Untersuchungsdesign ab (flächige oder Transekt-Suche, Größe des Suchintervalls etc.). Auch ist die Melde-Wahrscheinlichkeit für die einzelnen Arten sehr unterschiedlich.

Dennoch besitzen die Zahlen schon aufgrund des großen mittlerweile abgedeckten Zeitraums eine Aussagekraft. Dies bezieht sich aufgrund der unsystematischen Erhebungen weniger auf die Hochrechnung von absoluten Zahlen als vielmehr auf den Vergleich der Kollisionshäufigkeit verschiedener Arten zueinander. Aufgrund der Vielzahl an Meldungen aus nahezu 20 Jahre ist zu erwarten, dass der Einfluss von Ausreißern durch „Zufallsfunde“ inzwischen geringer ist als noch zu Beginn der Erfassungen.

Darüber hinaus gibt es auch Einschätzungen zum Kollisionsrisiko aus Studien mit systematischer Kollisionsopfersuche. Die umfangreichste bisher in Deutschland durchgeführte systematische Schlagopfererfassung von Vögeln wurde von GRÜNKORN *et al.* (2016) durchgeführt (sog. PROGRESS-Studie).

Grundsätzlich lassen diese beiden Quellen zunächst folgende Aussagen zu:

- Jede Vogelart kann mit WEA kollidieren.
- An jedem WEA-Standort können Kollisionen von Vögeln auftreten.
- Es bestehen deutliche Unterschiede der Häufigkeit von Kollisionen zwischen verschiedenen Vogelarten.
- Es bestehen deutliche Unterschiede der Häufigkeit von Kollisionen an verschiedenen WEA-Standorten.
- Insgesamt sind Kollisionen von Vögeln an WEA sehr seltene Ereignisse.

Aus den bisher in Europa bekannt gewordenen Kollisionsverlusten ergibt sich im Überblick, dass insbesondere Greifvögel, Möwen, einige Singvogelarten wie z.B. Lerchen oder Grauammer sowie Stockente, Mauersegler, Flusseeeschwalbe und Ringeltaube als von Kollisionen an Windenergieanlagen besonders betroffen zu sein scheinen (s. Tabelle 5). Hierbei fällt auf, dass Arten wie Mäusebussard und Rotmilan, die in Deutschland häufiger gefunden werden, in anderen Ländern nur eine relativ geringe Rolle spielen. Umgekehrt verhält es sich bei der Flusseeeschwalbe, bei der in Deutschland eine räumliche Nähe von Windparks und Brutkolonien bislang nicht gegeben ist, anders als in Belgien, wo eine entsprechend hohe Zahl an

---

<sup>4</sup> <https://lfu.brandenburg.de/lfu/de/aufgaben/natur/artenschutz/vogelschutzwarte/arbeitschwerpunkt-entwicklung-und-umsetzung-von-schutzstrategien/auswirkungen-von-windenergieanlagen-auf-voegel-und-fledermaeuse/> (abgerufen am 17.02.2021)

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Kollisionsopfern vorliegt. Die Betroffenheit der Feldlerche – und weiterer Lerchenarten – wie auch der Graumammer bestätigt sich über mehrere Länder.

Dabei ist jedoch zum einen zu berücksichtigen, dass Arten und Windenergieanlagen in Europa teilweise sehr ungleichmäßig verteilt sind. Zum anderen kann die spezifische Gefährdung einer Vogelart nicht alleine aus absoluten Kollisionsopferzahlen abgeleitet werden, sondern muss in Relation zur Bestandsgröße gesetzt werden, da für seltene Arten die Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens im Gefahrenbereich von WEA deutlich geringer ist als für häufige Arten.

**Tabelle 5: Vogelverluste an Windenergieanlagen in Europa**

Daten zu Vogelverlusten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Stand 23.11.2020)

Art	A	BE	BG	CH	CR	CZ	D	DK	E	EST	F	FR	GB	GR	LX	NL	N	PT	PL	RO	S	ges.	
Gänsegeier			1				1		1892			3		4				12				2	1913
Silbermöwe		799					120		1			7	52			131							1112
Mäusebussard	15	1					664		31			81		3		28		13	5		3	844	
Lachmöwe	4	330					173		2			66	12			101			1			689	
Rotmilan		5					607	1	31			19	5		1	1					12	682	
Turmfalke	28	7					140		273			108				14		39	2			611	
Mauersegler	14	4		1		2	165	1	75			121		2		5		18			3	411	
Stockente	4	48		2			206		36			9				63	3	1	13			385	
Feldlerche	23					8	117		89			91		1		2		44	10			385	
Seeadler	13						194	1			1	7				2	85		10		58	371	
Graumammer							38		252			11						20				321	
Heringsmöwe		202					62		4			9	1			27						305	
Mehlschwalbe	1						55		42			12		25		3		158			6	302	
Ringeltaube	5	12					188		14			33				12			2		1	267	
Sommersgoldhähnchen	1	2		8		3	42		45			164						2				267	
Star	9	27				2	92		8			48				26	1		3			216	
Haustaube	26	19				1	80		10			37				35						208	
Singdrossel		12		1			27		129			24		2		3					1	199	
Mönchsgrasmücke	1						9		184			3		2								199	
Moorschneehuhn																	194				1	195	
Theklalerche									182									5				187	
Wintergoldhähnchen	14	1		3			118		5			22				3			6			172	
Flussee-schwalbe		162					1									5						168	
Rotkehlchen		1		1		1	35		79			34		2		1		3	1		4	162	
Weißstorch	1						84		66			1										152	
Schwarzmilan							51		71			25										147	
Rothuhn									115			12						19				146	
Heidelerche							13		62			5		17				25				122	

A = Österreich; BE = Belgien; BG = Bulgarien; CH = Schweiz; CZ = Tschechien, D = Deutschland; DK = Dänemark; E = Spanien; EST = Estland; FR = Frankreich; GB = Großbritannien; GR = Griechenland; NL = Niederlande; N = Norwegen; P = Portugal, PL = Polen, S = Schweden

Mit Hilfe der Daten aus der Fundkartei sowie basierend auf weiteren Studien zu einzelnen Arten wurden in der Vergangenheit mehrere Arten als „windkraftsensibel“ eingestuft (Beeinträchtigungen durch Kollisionen und/oder Störungen). Allen voran ist das „Helgoländer Papier“ zu nennen, in dem die Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW 2015) Abstandsregelungen für WEA zu 24 besonders gefährdeten Vogelarten bzw. Vogelartengruppen formuliert hat. Diese Abstandsregelungen sind in die Leitfäden verschiedener Bundesländer eingegangen. Auf der Umweltministerkonferenz (UMK 2020) im Dezember 2020 wurde eine angepasste Artenliste als windkraftsensibel titulierte.

BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) haben die Kollisionsopferfunde mit den artspezifischen Verhaltensweisen der Arten in Verbindung gesetzt, um so eine Einstufung des Kollisionsrisikos von Vogelarten an WEA vorzunehmen. Die Unterteilung erfolgt in fünf Stufen für Arten mit „sehr hohem Kollisionsrisiko“ (Stufe 1) bis hin zu Arten mit „sehr geringem Kollisionsrisiko“ (Stufe 5). In Kombination mit dem MGI konnten die Autoren so die vorhabentypspezifische Mortalitätsgefährdung von Brutvogelarten an WEA (an Land) ableiten.

SPRÖTGE *et al.* (2018) haben unter Anerkennung der zuvor genannten methodischen Einschränkungen der Daten der Fundkartei die in Deutschland bekannt gewordenen Kollisionsopfer in Relation zu den nationalen Brutbestandsgrößen gesetzt, um hierdurch zumindest eine bessere Vergleichsmöglichkeit hinsichtlich der unterschiedlichen artspezifischen Betroffenheit herzustellen, als dies die absoluten Zahlen ermöglichen. Nachfolgend werden die Berechnungen dieser Autoren mit den Zahlen des derzeitigen Stands (22.11.2020) der Fundkartei sowie mit den aktuellen Bestandsangaben von GERLACH *et al.* (2019) aktualisiert (s. Tabelle 6). Bei den Singvogelarten sowie beim Mauersegler wird aus den genannten methodischen Gründen auf diese Berechnung verzichtet, da für diese Arten von einer besonders geringen Fund- und Meldewahrscheinlichkeit ausgegangen werden muss, so dass ein vergleichbarer Umgang wie mit den größeren Vogelarten nicht zu belastbaren Aussagen führt. Ebenso wenig ist dies für die Waldschnepfe sinnvoll, da Kollisionsopfersuchen an Waldflächen außer auf den Kranstellflächen und Zuwegungen nicht möglich sind.

Ebenfalls ist zu beachten, dass bei einer Reihe von Arten sowohl Brut- als auch Gastvögel in der Kollisionsopferliste enthalten sind wie z.B. beim Mäusebussard, was sich allerdings quantitativ nicht differenzieren lässt. Ausgeschlossen wurden jedoch solche Arten, die als Gastvögel in deutlich größeren Beständen auftreten oder gemäß der Angaben zum Fundzeitpunkt in der Fundkartei zum größten Teil nur als Gastvögel bzw. auf dem Durchzug betroffen sind (z. B. Kranich, Blässgans, Möwen, Schwalben, Drosseln, Goldhähnchen). Für die Einstufung der artspezifischen Kollisionsgefährdung von Gastvögeln an WEA wird auf BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) verwiesen. Zudem sind nur Arten aufgeführt, für die mind. 6 Funde vorliegen, da geringere Zahlen als nicht aussagekräftig angesehen werden.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

**Tabelle 6: Gegenüberstellung von Schlagopferfunden aus der Fundkartei und den nationalen Brutbestandsgrößen für ausgewählte Arten**  
Daten zu Vogelverlusten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg (Stand 23.11.2020)

Artname	Kumulative Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand November 2020)	Bestandsgröße Dtl. (Brutpaare), nach Gerlach et al. (2019)	Relation Kollisionsopfer zu Minimum Brutpaarzahl
Seeadler	194	850	1 : 4
Fischadler	35	700 - 750	1 : 20
Schreiadler	6	120	1 : 20
Rotmilan	607	14.000 - 16.000	1 : 23
Wanderfalke	22	1.400	1 : 63
Weißstorch	84	6.000 - 6.500	1 : 71
Wiesenweihe	6	430 - 450	1 : 72
Mäusebussard	664	68.000 – 115.000	1 : 102
Schwarzmilan	51	6.500 - 9.500	1 : 128
Rohrweihe	43	6.500 – 9.000	1 : 151
Wespenbussard	25	4.000 – 5.500	1 : 160
Uhu	18	2.900 - 3.300	1 : 161
Baumfalke	17	5.000 – 7.000	1 : 294
Turmfalke	140	44.000 - 73.000	1 : 314
Höckerschwan	25	10.500 – 14.500	1 : 400
Sperber	30	21.000 - 33.000	1 : 700
Kolkrabe	26	20.000 - 28.000	1 : 769
Stockente	206	175.000 – 315.000	1 : 850
Schleiereule	14	14.500 - 26.000	1 : 1.035
Habicht	8	11.000 - 15.500	1 : 1.375
Graureiher	14	20.000 - 25.000	1 : 1.429
Waldohreule	17	25.000 - 41.000	1 : 1.471
Kiebitz	19	42.000 – 67.000	1 : 2.211
Graugans	17	42.000 – 59.000	1 : 2.471
Ringeltaube	188	2.900.000 – 3.500.000	1 : 15.426
Saatkrähe	6	105.000	1 : 17.500

Unter Berücksichtigung der methodischen Ungenauigkeiten können die Relation der Kollisionsopfer zur Mindest-Brutpaarzahl in Deutschland dazu genutzt werden, um ein vergleichendes Bild der generellen Kollisionsgefährdung der aufgeführten Arten zu erhalten. SPRÖTGE *et al.* (2018) betonen dabei, dass es sich um eine relative Kollisionsgefährdung mit Bezug auf die Bestandsgröße handelt. Eine absolute Bewertung der Kollisionsgefährdung, wie sie bspw. BERNOTAT & DIERSCHKE (2016) vorgenommen haben, lässt sich anhand der Daten nicht vornehmen.

Im PROGRESS-Projekt wurde vielmehr gezeigt, dass Kollisionen an WEA absolut betrachtet sehr seltene Ereignisse sind (3.545 Beobachtungsstunden, rd. 3.300 registrierte Flugbewegungen von Greifvögeln innerhalb von Windparks, 0 beobachtete Kollisionen, GRÜNKORN *et al.* (2016, Kap. 4.3.3)). Diese Relationen zeigen, dass offenbar nur ein sehr geringer Anteil von Flugbewegungen innerhalb von Windparks tatsächlich zu Kollisionen führt. So geht auch SNH (2010b) davon aus, dass die sog. avoidance rate (Ausweichrate) gegenüber WEA zwischen 95 und 99% beträgt. Hieraus wird deutlich, dass eine *absolute* Einstufung des Kollisionsrisikos als „sehr hoch“ zu einer unrealistischen Vorstellung über die Häufigkeit tatsächlicher Kollisionsereignisse von Vögeln an WEA führt.

Durch die relative Betrachtung lassen sich jedoch Arten identifizieren, die unter Berücksichtigung ihrer Bestandsgröße einem höheren Kollisionsrisiko ausgesetzt sind als andere Arten. SPRÖTGE *et al.* (2018) sprechen daher von einer „*relativen* artspezifischen Betroffenheit“, bezogen auf den Brutbestand und im Vergleich zu anderen Arten.

Bei Anwendung dieser Einstufungen lassen sich auf der Basis von Tabelle 6 folgende Aussagen treffen:

- Der Seeadler weist in Deutschland mit Abstand die höchste relative Betroffenheit durch Kollisionen an WEA auf.
- Entsprechend dem internationalen Kenntnisstand sind die Adlerarten insgesamt am stärksten betroffen (das Fehlen des Steinadlers als Kollisionsopfer in Deutschland ist nur durch das Fehlen von WEA innerhalb seines deutschen Verbreitungsgebietes begründet).
- Der Rotmilan ist relativ in nahezu gleicher Weise betroffen wie Fischadler und Schreiadler.
- In der Rangfolge der relativen Betroffenheit folgen weitere Greif- und Großvogelarten: Wanderfalke, Weißstorch und Wiesenweihe.
- Der Mäusebussard weist eine höhere relative Betroffenheit auf als Schwarzmilan, Rohrweihe und Wespenbussard sowie der Uhu.
- Die nächste Gruppe bilden Baumfalke, Turmfalke und Höckerschwan, gefolgt von Sperber, Kolkrabe und Stockente (letztere weist absolut die dritthöchste Zahl an Schlagopfern auf).
- Die Werte der noch folgenden Arten verdeutlichen deren geringe relative Betroffenheit, darunter auch die Ringeltaube mit der vierthöchsten Zahl an Schlagopfern.

Im Vergleich der Werte aus Tabelle 6 zum Stand vom 19.03.2018 (SPRÖTGE *et al.* (2018)) zeigt die seitdem erfolgte Zunahme der Kollisionsfunde deutliche Unterschiede. So haben die Kollisionsopferfunde von Arten wie Seeadler oder Rotmilan seit April 2018 um ein Drittel bis über die Hälfte zugenommen, beim Wespenbussard sogar um mehr als 100 % (Tabelle 7). Durch den betrachteten Zeitraum von 2,5 Jahren verlängert sich der Gesamtzeitraum der Fundkartei allerdings nur um etwa 14 %. Für alle Arten, deren Kollisionsopferfunde im Zeitraum März 2018 bis November 2020 deutlich stärker als 14 % angestiegen sind, kann somit von einer überproportionalen Zunahme der Kollisionsopfer gesprochen werden. Insgesamt zeigt sich, dass

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

zehn der elf Arten, die gemäß Tabelle 6 in Relation zur Bestandsgröße am stärksten von Kollisionen an WEA betroffen sind (Seeadler bis Wespenbussard), in diesen 2,5 Jahren auch die höchsten und deutlich überproportionalen Zuwächse an registrierten Schlagopfern aufweisen (s. Tabelle 7). Darüber hinaus verzeichnet nur die Waldohreule einen starken Zuwachs, allerdings auf niedrigem Niveau.

**Tabelle 7: Zuwachs der Kollisionsopfer in der zentralen Fundkartei zwischen März 2018 und November 2020**  
Daten zu Vogelverlusten aus der zentralen Fundkartei der staatlichen Vogelschutzwarte

Artname	Kollisionsopfer 2002 bis März 2018	Kollisionsopfer 2002 bis November 2020	Zunahme [%]
Seeadler	144	194	34,7
Fischadler	23	35	52,2
Schreiadler	5	6	20,0
Rotmilan	398	607	52,5
Wanderfalke	16	22	37,5
Weißstorch	59	84	42,4
Wiesenweihe	6	6	0,0
Mäusebussard	514	664	29,2
Schwarzmilan	40	51	27,5
Rohrweihe	30	43	43,3
Wespenbussard	12	25	108,3
Uhu	17	18	5,9
Baumfalke	15	17	13,3
Turmfalke	119	140	17,6
Höckerschwan	22	25	13,6
Sperber	24	30	25,0
Kolkrabe	25	26	4,0
Stockente	185	206	11,4
Schleiereule	12	14	16,7
Habicht	8	8	0,0
Graureiher	14	14	0,0
Waldohreule	12	17	41,7
Kiebitz	19	19	0,0
Graugans	15	17	13,3
Ringeltaube	171	188	9,9
Saatkrähe	6	6	0,0

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Zur Einordnung dieser Zahlen ist für den betrachteten Zeitraum auch der Zuwachs an WEA hinzuzuziehen. Zwar nimmt die Anzahl von WEA in Deutschland kontinuierlich zu und somit auch die generelle Kollisionswahrscheinlichkeit. Von 2018 bis 2020 sind jedoch insgesamt nur 1.488 neue Anlagen in Betrieb genommen worden<sup>5</sup>, sodass sich die Gesamtanzahl an onshore WEA in Deutschland in diesem Zeitraum nur um rund 3,2 % auf 29.608 Anlagen erhöht hat. Der jährliche Zuwachs der Jahre 2018 bis 2020 liegt deutlich unter jedem der jährlichen Zuwächse im Zeitraum 2000 bis 2017. Die Anzahl der registrierten Kollisionsopfer ist somit deutlich stärker gestiegen als die Anzahl der WEA im gleichen Zeitraum.

Eine mögliche Ursache hierfür kann die Bestandsveränderung der betrachteten Vogelarten über diesen Zeitraum darstellen – mehr Vögel können zu mehr Schlagopfern führen. Tatsächlich weisen jedoch nur vier der Arten mit besonders starken Zunahmen der Kollisionsopferfunde auch wachsende Bestände auf (s. Tabelle 8). Bei Seeadler, Wanderfalke und Weißstorch entspricht die Bestandszunahme ziemlich genau der Zunahme an Kollisionsfunden, nur beim Fischadler liegt sie deutlich darunter (27 % gegenüber 52 %). Für Arten wie Rotmilan, Rohrweihe oder Wespenbussard werden keine Bestandszunahmen verzeichnet, teilweise regional sogar Bestandsrückgänge. Trotzdem haben die Kollisionsopferfunde für diese Arten in den letzten 2,5 Jahren vergleichsweise stark zugenommen (> 40 %).

Die Ursachen für die starke Zunahme von registrierten Schlagopfern bei diesen elf Arten sind somit überwiegend nicht klar und können ggf. auch methodisch bedingt sein (z.B. vermehrte und/oder selektive Kollisionsopfersuchen). Es zeigt sich jedoch ein kongruentes Bild, dass eine Reihe von Arten, die in Relation zur Bestandsgröße eine hohe Betroffenheit zeigt, in jüngster Zeit auch einen deutlich überproportionalen Anstieg der Schlagopferzahlen aufweist.

**Tabelle 8: Brutpaaranzahl von Arten, die im Zeitraum 2018/2020 stärker von Kollisionen betroffen waren**

Art	Brutpaare nach GEDEON <i>et al.</i> (2014)	Brutpaare nach GERLACH <i>et al.</i> (2019)	Zunahme in % (bezogen auf Min-Brutpaarzahl)
Seeadler	628 - 643	850	35
Fischadler	550	700 - 750	27
Wanderfalke	1.000 - 1.200	1.400	40
Weißstorch	4.200 - 4.600	6.000 - 6.500	43

Bei der Auswertung der Kollisionsopferfunde muss auch berücksichtigt werden, dass die betroffenen Arten teilweise unterschiedliche Verbreitungsgebiete innerhalb Deutschlands aufweisen und somit nicht alle in gleicher Weise in Regionen mit besonders hohen WEA-Dichten auftreten. Um sich diesem potenziellen Ungleichgewicht in den Kollisionsopferzahlen zu nähern wird auf die Berechnungen von BUSCH *et al.* (2017) zurückgegriffen. Die Autoren haben für 30 Vogelarten, die gemäß LAG VSW (2015) als windkraftsensibel gelten, den Anteil des Lebensraums in Deutschland ermittelt, in dem sich auch WEA befinden. Dazu haben BUSCH *et al.*

<sup>5</sup> <https://www.wind-energie.de/themen/zahlen-und-fakten/deutschland/> (abgerufen am 25.02.2021)

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

(2017) zunächst die Fläche an geeigneten Habitaten in 11 km<sup>2</sup> großen Quadranten ermittelt, in denen Vorkommen der jeweils betrachteten Art nachgewiesen wurden. Die Informationen zur Verbreitung der Arten stammt aus dem Atlas Deutscher Brutvogelarten (GEDEON *et al.* 2014), die Klassifizierung von geeignetem Habitat erfolgte mit Hilfe der Corine Land Cover Daten<sup>6</sup>. Anschließend wurden um alle vorhanden WEA Puffer mit dem Radius der entsprechenden Abstandsempfehlungen gemäß LAG VSW (2015) gelegt. Die Fläche an geeignetem Habitat, welche sich innerhalb der Abstandsradien befindet, wurde als „gestört“ bezeichnet und unterliegt per Definition der Abstandsempfehlungen einem erhöhten Kollisionsrisiko. In Tabelle 9 ist der Anteil an derart gestörtem Lebensraum am gesamten Lebensraum der aufgeführten Arten in Deutschland angegeben.

**Tabelle 9: Anteil von potenziell durch Windenergie „gestörtem“ Habitat von „windkraftsensiblen“ Vogelarten in Deutschland**  
Quelle: BUSCH *et al.* (2017)

Art	Habitatstörungspotenzial [%]	Potenziell beeinflusster Populationsanteil [%]	artspezifische Abstandsempfehlung [m] nach LAG VSW (2015)
Alpenschneehuhn	0,0	0,0	1.500
Auerhuhn	0,3	0,3	1.000
Baumfalke	2,2	2,2	500
Bekassine	1,4	1,4	500
Birkhuhn	0,0	0,0	1.000
Goldregenpfeifer	7,9	12,0	1.000
Großer Brachvogel	4,5	4,5	500
Großtrappe	6,0	6,0	3.000
Haselhuhn	1,0	1,0	1.000
Kiebitz	5,9	5,9	500
Kornweihe	5,4	5,4	1.000
Kranich	3,3	2,6	500
Rohrweihe	8,9	8,9	1.000
Rotmilan	9,8	9,8	1.500
Rotschenkel	4,1	4,1	500
Schreiadler	49,7	49,7	6.000
Schwarzmilan	4,6	4,6	1.000
Schwarzstorch	20,4	20,4	3.000
Steinadler	0,7	0,7	1.000
Sumpfohreule	13,6	13,6	1.000
Uferschnepfe	4,6	4,6	500
Uhu	5,5	5,5	500
Wachtelkönig	2,8	2,8	500
Waldschnepfe	0,7	0,9	500
Wanderfalke	3,0	3,0	1.000
Weißstorch	6,5	6,5	1.000
Wespenbussard	3,1	3,1	1.000

<sup>6</sup> <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover6,50,9>

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

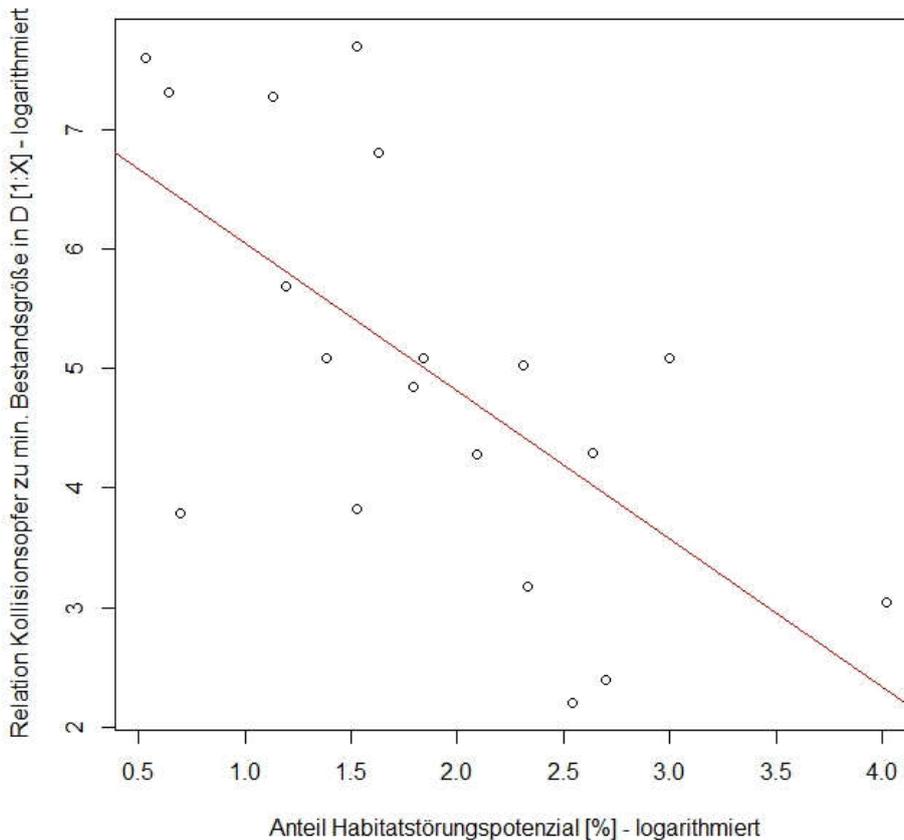
The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Art	Habitatstöörungspotenzial [%]	Potenziell beeinflusster Populationsanteil [%]	artspezifische Abstandsempfehlung [m] nach LAG VSW (2015)
Wiedehopf	5,3	5,3	1.000
Wiesenweihe	14,4	14,4	1.000
Ziegenmelker	1,2	1,2	500

Setzt man nun mittels linearer Regression den Anteil an demgemäß durch WEA gestörtem Lebensraum in Bezug zur artspezifischen relativen Kollisionsbetroffenheit (Relation von Schlagopferzahlen zur Bestandsgröße gemäß Tabelle 6), dann zeigt sich ein hoch signifikanter Zusammenhang ( $p < 0,01$ ). In Abbildung 8 ist die Abhängigkeit der relativen Kollisionsbetroffenheit in Deutschland von dem „Habitatstöörungspotenzial“ gemäß BUSCH *et al.* (2017) dargestellt. Mit Habitatstöörungspotenzial ist der Anteil an (potenziellem) Lebensraum der jeweiligen Art in Deutschland gemeint, in welchem sich WEA befinden. Es zeigt sich somit eine deutliche Korrelation zwischen dem Anteil an Habitat mit WEA und der relativen Kollisionsbetroffenheit – je mehr WEA sich innerhalb des von der jeweiligen Art besiedelten Habitats befinden, desto höher ist die Anzahl an Kollisionsopfern in Relation zur Bestandsgröße. Der Anteil an Lebensraum mit WEA erklärt rund 40 % der Varianz ( $r^2 = 0,4$ ), was als ein hoher Wert angesehen werden kann (MOLLER & JENNIONS 2002; PEEK *et al.* 2003; LOW-DECARIE *et al.* 2014; MARTIN 2015).

Hieraus wird deutlich, dass das räumliche Zusammentreffen von WEA und Brutvorkommen bestimmter Arten (zumindest deren geeignetes Bruthabitat) eine wesentliche Rolle im Hinblick auf das Ausmaß der Kollisionsbetroffenheit spielt. Dies spricht auch dafür, dass es tatsächlich die Brutbestände sind, aus denen sich die Schlagopferzahlen im Wesentlichen rekrutieren, und nicht umherstreifende Nichtbrüter oder Durchzügler.

Für die Berechnungen wurden die Variablen aufgrund der großen Wertespannen logarithmiert, zudem wurden Arten ohne gemeldete Kollisionsopfer in Deutschland aus den Daten entfernt. Dabei handelt es sich zum Teil um Arten (nahezu) ohne Brutvorkommen in Gebieten mit Windenergie (Birkhuhn, Ziegenmelker, Alpenschneehuhn). Bei Arten ohne Kollisionsfunde und vergleichsweise moderatem (z. B. Uferschnepfe) oder sogar hohem Anteil an gestörtem Lebensraum (z. B. Großtrappe, vgl. Tabelle 9) weist dies auf eine deutlich geringere Kollisionsgefährdung als bisher angenommen hin oder aber der Anteil beeinträchtigtem Lebensraum wird aufgrund von zu hohen Abstandsradien überschätzt.



**Abbildung 8:** Lineare Regression zwischen der relativen Kollisionsbetroffenheit gemäß Tabelle 6 und dem Anteil an Habitat mit Einfluss von WEA gemäß Busch *et al.* (2017) (Habitatstörungspotenzial)  
 $p < 0,01$ ;  $R^2 = 0,4$

### 3.2.3 Artspezifische Qualifizierung

Zur Vermeidung fachlich und artenschutzrechtlich nicht sinnvoller Pauschalierungen werden nachfolgend ergänzende Informationen zu den obersten 14 Arten der Tabelle 6 zusammengefasst (Seeadler bis Turmfalke). Diese gliedern sich in die Themen Flugverhalten und Brutplatzkonstanz und führen im Ergebnis zu einer Beurteilung, ob und ggf. unter welchen Einschränkungen das in Kap. 2.3 eingeführte artenschutzrechtliche Konstellationsmodell für die jeweilige Art angewendet werden kann. So weit nicht anders aufgeführt folgen die Angaben den von LANGGEMACH & DÜRR (2020) sowie SPRÖTGE *et al.* (2018) zusammengestellten Informationen. Arten mit relevanten Spezifika im Hinblick auf Flugverhalten und Brutplatzkonstanz werden ausführlicher behandelt.

Sofern sich ergibt, dass das artenschutzrechtliche Konstellationsmodell für die jeweilige Art nicht sinnvoll anwendbar ist, erfolgen die Ausführungen zu einem alternativen Umgang in Kapitel 4 und 5.

### 3.2.3.1 See- und Fischadler

#### Flugverhalten

Beide Arten zeigen einen größeren Anteil an Flugaktivität in Rotorhöhe. Es existieren ausgeprägte Flugkorridore zwischen Brutplatz und bevorzugten Nahrungsgewässern, die jedoch nicht immer auf direktem Weg angefliegen werden. Im Nahbereich des Horstes ist eine weitgehend flächendeckende Raumnutzung gegeben. Seeadler sind bei der Nahrungssuche weniger streng an Gewässer gebunden als Fischadler.

#### Brutplatzkonstanz

Für beide Arten kann von einer hohen Brutplatztreue ausgegangen werden.

#### Resultierende Eignung des Konstellationsmodells

Hoch

### 3.2.3.2 Schreiadler

#### Flugverhalten

Die Art zeigt einen größeren Anteil an Flugaktivität in Rotorhöhe. Die Raumnutzung kann über die Jahre deutliche Unterschiede zeigen. Die Nahrungssuche erfolgt im Offenland, bevorzugt auf Grünland.

#### Brutplatzkonstanz

Es kann von einer hohen Brutplatz-/Brutreviertreue ausgegangen werden.

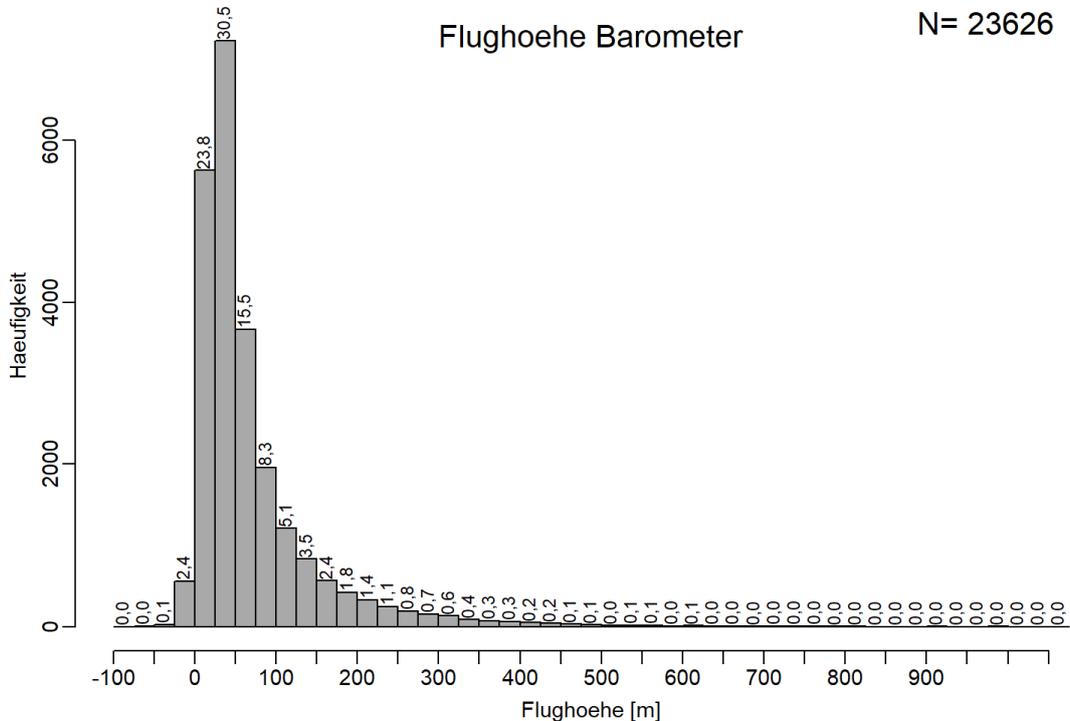
#### Eignung des Konstellationsmodells

Hoch

### 3.2.3.3 Rotmilan

#### Flugverhalten

MAMMEN *et al.* (2014) zeigten in ihrer Studie, dass etwa 25 % aller registrierten Flüge in Höhen zwischen 50 und 150 m stattfanden, was seinerzeit etwa der Höhe des Rotorbereiches entsprach. Inzwischen liegen neuere Telemetriedaten von Rotmilanen aus dem Vogelsberg in Hessen vor unter Verwendung moderner Sendertechnik, die eine hohe räumliche und zeitliche Auflösung ermöglicht (HEUCK *et al.* 2019b). Zudem konnten mittels der integrierten barometrischen Höhenmessung sehr präzise Daten zur Höhenverteilung der Flugaktivität der besenderten Tiere gewonnen werden, die deutlich über die Genauigkeit reiner GPS-Daten hinausgehen. Im Ergebnis zeigt sich, dass 81 % der aufgenommenen rd. 23.600 Ortungspunkte im Flug eine Flughöhe von weniger als 100 m aufwiesen, 72 % eine Flughöhe von weniger als 75 m (s. Abbildung 9). Daraus folgt, dass im Falle moderner WEA mit Rotorunterkantenhöhen von ca. 80-90 m etwa  $\frac{3}{4}$  der Flugaktivität unterhalb einer kollisionssträchtigen Höhe bleiben.



**Abbildung 9:** Histogramm der Flughöhen besenderter Rotmilane in 25 m-Klassen mit Angabe des jeweiligen prozentualen Anteils der Häufigkeit  
Quelle: HEUCK *et al.* (2019b)

### Brutplatzkonstanz

An günstigen Standorten erfolgt meist eine alljährliche Benutzung desselben Nestes (SÜDBECK *et al.* 2005). HEUCK *et al.* (2019b) berichten, dass im Untersuchungsschwerpunktraum Freiensteinau 2016 und 2017 zusammen 32 Horste ermittelt werden konnten. Hiervon waren nur 13 Horste in beiden Jahren besetzt (40,63 Prozent), an 19 Standorten fand nur in einem Jahr eine Brut statt (59,37 Prozent). Im Untersuchungsschwerpunktraum Ulrichstein konnten 2016 und 2017 zusammen 41 Horste ermittelt werden. Lediglich zehn Horste waren in beiden Jahren besetzt (24,39 Prozent). An 31 Standorten fand nur in einem Jahr eine Brut statt (75,61 Prozent). Die Brutplatzkonstanz ist somit deutlich schwächer ausgeprägt als bei den Adlerarten, Umsiedlungen kommen häufig vor.

### Eignung des Konstellationsmodells

Die Festlegung von Schutzradien zu Rotmilanhorsten ist aufgrund deren höherer räumlichen Variabilität nur ein eingeschränkt wirksames Instrument. Angesichts der noch erreichten Wiederbesetzungsraten, der Einstufungen im MGI und der hohen relativen Kollisionsbetroffenheit wird das Konstellationsmodell für diese Art aber noch als anwendbar angesehen.

### 3.2.3.4 Wanderfalke

#### Flugverhalten

Aufgrund seines Jagdverhaltens als Flugjäger mit hohen Geschwindigkeiten verläuft ein hoher Anteil der Flugaktivität in Rotorhöhe.

#### Brutplatzkonstanz

Beim Wanderfalken liegt eine ausgeprägte Nistplatztreue vor (SÜDBECK *et al.* 2005), allerdings nur bei Fels- und Gebäudebrütern. Bei Brutplätzen auf Bäumen und auf Freileitungsmasten ist deren Konstanz hingegen deutlich eingeschränkt, da Wanderfalken keinen Nestbau betreiben und somit auf eine stabile Unterlage anderer Vögel angewiesen sind. Insbesondere bei der Nutzung von Krähenestern auf Masten kann eine längerfristige Brutplatzkonstanz nicht erwartet werden.

#### Eignung des Konstellationsmodells

Das Modell ist bei Fels- und Gebäudebrütern sehr gut geeignet, beim Baumbrütern jedoch nur noch eingeschränkt. Für temporäre Brutplätze auf Freileitungsmasten ist das Modell nicht geeignet.

### 3.2.3.5 Weißstorch

#### Flugverhalten

Flüge zu weiter entfernten Nahrungsgebieten sowie Territorialflüge im Nestumfeld können in Rotorhöhe erfolgen. Die hohe relative Kollisionsbetroffenheit verweist ebenfalls auf entsprechende Flugaktivitäten in dieser Höhe.

#### Brutplatzkonstanz

Hoch

#### Eignung des Konstellationsmodells

Hoch

### 3.2.3.6 Wiesenweihe

#### Flugverhalten

Die Telemetriestudie von SCHAUB *et al.* (2020) zum Flugverhalten von Wiesenweihen (im Bereich von Windparks) hat bestätigt, dass ein Großteil der Flüge dieser Art, insbesondere zur Jagd, nur in geringen Höhen über dem Grund stattfindet. Lediglich 7,1 % der Flüge fanden in Höhen zwischen 45 und 125 m statt. Zudem haben die besenderten Wiesenweihen ein ausgeprägtes Ausweichverhalten gegenüber WEA gezeigt (SCHAUB *et al.* 2020). Laut HÖTKER *et al.* (2013) sind Wiesenweihen jedoch durch WEA in Nestnähe einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt, da dort auch der Luftraum in Rotorhöhe verstärkt genutzt wird. Dies gilt vor allem für die sich über

mehrere Wochen erstreckende Balz- und Ansiedlungsphase, aber auch während der sich anschließenden Brut- und Aufzuchtphase (SPRÖTGE *et al.* 2018).

Bei der Wiesenweihe ist somit eine deutliche Differenzierung des Flugverhaltens zwischen Nahrungsgebieten und Nestnähe gegeben. Lediglich beim Transport der Beute zum Nest über größere Strecken können die Männchen auch größere Flughöhen nutzen.

### Brutplatzkonstanz

Die Wiesenweihe brütet in Deutschland fast nur noch in Getreideschlägen, bevorzugt in Wintergerste. Dies führt zwangsläufig zu jährlich wechselnden Brutplätzen, je nach landwirtschaftlicher Fruchtfolge. Auch das Nahrungsangebot in Form von Feldmäusen hat einen hohen Einfluss auf Anzahl und räumliche Verteilung der zur Brut schreitenden Paare. Die Wiesenweihenvorkommen in Deutschland konzentrieren sich allerdings in bekannten Schwerpunkträumen und Dichtezentren, innerhalb derer mit jährlich variierenden Brutplätzen zu rechnen ist.

### Eignung des Konstellationsmodells

Angesichts der nicht gegebenen Brutplatzkonstanz ist eine Anwendung von Schutzabständen bezogen auf konkrete Neststandorte nicht sinnvoll.

## **3.2.3.7 Mäusebussard**

### Flugverhalten

Balz- und Territorialflüge im Nestumfeld erfolgen unter Nutzung von Thermik häufig in größerer Höhe. Verschiedene Studien kommen auf einen Anteil der Flugaktivität in Rotorhöhe von bis zu 50 %. Die festgestellte relative Kollisionsbetroffenheit verweist ebenfalls auf entsprechende Flugaktivitäten in dieser Höhe. Flüge im Zusammenhang mit der Nahrungssuche (überwiegend Ansitzjagd) verlaufen i.d.R. jedoch deutlich unter Rotorhöhe.

### Brutplatzkonstanz

Der Mäusebussard ist grundsätzlich durch eine hohe Reviertreue gekennzeichnet (SÜDBECK *et al.* 2005) In Abhängigkeit vom Nahrungsangebot kann die örtliche Population jedoch jahresweise unterschiedliche Anteile von Brutvögeln und Nichtbrütern aufweisen (SÜDBECK *et al.* 2005). Dazu kommt, dass Mäusebussarde innerhalb ihres Reviers in der Regel über mehrere Wechselhorste verfügen, so dass ein jahresweiser Wechsel des Brutplatzes ein natürlicher Vorgang ist und daher vorhandene Horste nicht in jedem Fall ein Brutpaar anzeigen. Grundsätzlich ist somit bei der Brutplatzwahl des Mäusebussards eine nicht unbeträchtliche natürliche Dynamik immanent, so dass die räumliche Verteilung der Brutplätze über die Zeit entsprechend variieren kann.

### Eignung des Konstellationsmodells

Der Mäusebussard ist die häufigste Greifvogelart Deutschlands und weist eine annähernd flächendeckende Besiedlung auf. Es ist daher bei jedem Windparkprojekt mit dem Vorkommen

dieser Art zu rechnen. Eine Anwendung von Schutzabständen würde somit zu einem weitgehenden Ausschluss von Eignungsflächen für die Windenergienutzung führen. Dazu kommen die eingeschränkte Brutplatzkonstanz sowie die nur mittlere Bedeutung zusätzlicher anthropogener Mortalität (MGI III.7). Aus diesen Gründen wird eine Anwendung des Konstellationsmodells für den Mäusebussard nicht als sinnvoll angesehen.

### 3.2.3.8 Schwarzmilan

#### Flugverhalten

Es wird davon ausgegangen, dass Flugverhalten und -höhe weitgehend den Kenntnissen beim Rotmilan entsprechen. Insgesamt ist der Schwarzmilan eher an Gewässern orientiert und tritt im Allgemeinen in der offenen Agrarlandschaft seltener auf als der Rotmilan, was möglicherweise zu der geringeren relativen Kollisionsbetroffenheit dieser Art beiträgt. Zumindest ist offenbar der bislang von WEA betroffene Anteil der Population niedriger als beim Rotmilan (s. Tabelle 6)

#### Brutplatzkonstanz

Es wird von einer ähnlichen Brutplatzkonstanz wie beim Rotmilan ausgegangen.

#### Eignung des Konstellationsmodells

Die Festlegung von Schutzradien zu Schwarzmilanhorsten ist aufgrund deren räumlichen Variabilität – wie beim Rotmilan – nur ein eingeschränkt wirksames Instrument. Das Konstellationsmodell für diese Art aber noch als anwendbar angesehen.

### 3.2.3.9 Rohrweihe

#### Flugverhalten

Aufgrund des weihentypischen Jagd- und Flugverhaltens gilt auch für die Rohrweihe, dass bei der Nahrungssuche ein generelles Kollisionsrisiko nicht besteht (HÖTKER *et al.* 2013; SPRÖTGE *et al.* 2018). Größere Flughöhen treten vor allem in der Nähe des Brutplatzes auf, u.a. bei Balzflügen und bei der Feindabwehr anderer (Greif-) Vögel. Die eigentliche Suche nach Beute erfolgt über weite Strecken in langsamen tiefen Flügen deutlich unterhalb der Rotorhöhe. Erst bei den anschließenden Transferflügen zum Nest, wenn die Tiere die Thermik nutzen, um in große Höhen zu steigen und dann im Gleitflug die Beute zum Brutplatz zu tragen, kann ein erhöhtes Gefährdungspotenzial bestehen. Das gleiche ist der Fall, wenn die Tiere vom Nest zu den weiter entfernten Nahrungsgründen fliegen und dabei auch in größere Höhen aufkreisen. Für die flügenden Jungen stellt die Phase, bei der sie das Nest verlassen und ebenfalls größere Höhen erreichen, ein erhöhtes Risiko dar. Insgesamt sind damit die Zeiten der Balz und die der Jungenaufzucht sowie des Ausflugs der Jungen durch größere Flughöhen gekennzeichnet, allerdings räumlich konzentriert in Nestnähe (abgesehen von Transferflügen zu weiter entfernten Nahrungsgebieten).

### Brutplatzkonstanz

Rohrweihen brüten vermehrt in Getreide- und Rapsäckern, bevorzugen bei deren Vorhandensein jedoch arttypische Bruthabitate, insbesondere Röhrichte und Gebüsche an Gewässern. Insofern ist bei der Brutplatzkonstanz zu differenzieren zwischen anthropogenem Bruthabitat mit fehlender Brutplatzkonstanz (jährlich wechselnde Bruten in Ackerflächen) und natürlichem Bruthabitat mit dauerhafter Konstanz und hoher Brutplatztreue.

### Eignung des Konstellationsmodells

Eine sinnvolle Anwendung von Schutzabständen kann sich nur auf lagekonstante Brutplätze in natürlichem Bruthabitat beziehen, nicht aber auf jährliche wechselnde Bruten in Ackerflächen.

### **3.2.3.10 Wespenbussard**

#### Flugverhalten

Der Wespenbussard sucht seine Beute vorwiegend im niedrigen Flug, aber auch vom Ansitz (BAUER *et al.* 2005). Bei der Jagd im Wald streicht er in etwa 15 m Höhe immer nur eine kurze Strecke durch die Baumkronen und hält öfter inne, um von einem Baum das Gelände zu beobachten. Er sucht dabei nicht nur den Boden, sondern auch Bäume nach Wespen- und Vogelnestern ab. Frösche werden meist auf der Anstands Jagd erbeutet. Es werden auch längere Beutezüge zu Fuß (mehr als 500 m) unternommen, wobei er auch größere Insekten wie Heuschrecken und Käfer fängt (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1989). Die Nahrungsflüge können sich bis zu Entfernungen von mehr als 6 km erstrecken (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1989; MEYBURG *et al.* 2010; VAN MANEN *et al.* 2011; KEICHER 2013; ZIESEMER & MEYBURG 2015).

Beim Balzflug schrauben sich die Partner, oder ein einzelner Vogel, in weiten Kreisen in die Höhe. Zur Brutzeit fliegt die Art gewöhnlich langsam in Kronenhöhe durch die Bäume und kreist vor Mitte Juli (abgesehen von den Balzspielen) selten, später jedoch bei gutem Wetter in den Vormittagsstunden fast regelmäßig über den Brutplätzen (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1989). Charakteristisches territoriales Verhalten ist der sog. Schmetterlings- oder Schüttelflug, der als Reviermarkierung dient und bis zu 2 km vom Horst entfernt gezeigt wird (ZIESEMER (1997) in WINK (2013)). Direkte Hinweise auf einen Brutplatz liefern diese Flüge nicht (SCHREIBER 2016).

Wespenbussarde verhalten sich – wahrscheinlich aus Gründen der Feindvermeidung (Habicht) – in Nestnähe sehr still und heimlich, die Übergabe der Beute am Horst erfolgt schnell und fast lautlos, Jungvögel betteln nur kurz und leise (GAMAUF *et al.* 2013; SCHREIBER 2016). Ab Mitte Juli wird das Verhalten der Altvögel jedoch insgesamt auffälliger (KEICHER 2013): Lautäußerungen sind öfter zu hören, Balzflüge hoch über den Baumwipfeln nehmen an Zahl und Dauer zu. Auch während der Zeit der Jungenführung nach dem Ausfliegen (zweite Augushälfte) erfolgen häufig Flüge in größerer Höhe.

Eine Auswertung aus Hessen zur Raumnutzung und zu Aktivitätsmustern von Wespenbussarden zeigt jahreszeitliche Aktivitätsmaxima Mitte/Ende Mai und von Anfang Juli bis Mitte August sowie tageszeitlich von 9 bis 15 Uhr. Außerdem wurden Wespenbussarde am häufigsten mit

einer Flughöhe zwischen 50 und 250 m beobachtet, niedrige Flüge unter 50 m nahmen im Sommer zu, was vermutlich an der Zunahme von Nahrungsflügen für die Jungenversorgung liegt (GELPKE & STÜBING 2020).

### Brutplatzkonstanz

Der Wespenbussard weist eine hohe Rate des Nest-Neubaus auf (SÜDBECK *et al.* 2005; SCHREIBER 2016); die Art gilt zwar als brutortstreu, Umsiedlungen kommen jedoch häufiger vor (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1989; SCHREIBER 2016). Empfohlen wird bereits eine Nestersuche im Winter, neue Nester können recht klein sein und auch im Kronenbereich angelegt werden; im Gegensatz zum Mäusebussard befinden sich keine auffälligen Kotspuren unter Nestern mit großen Jungvögeln, was die Suche entsprechend erschwert. Die Horste können sowohl in Laubbäumen als auch in dichten Nadelbaumbeständen angelegt werden (GAMAUF *et al.* 2013), nach dem Laubaustrieb sind sie kaum auffindbar, auch in Kiefern werden nie alle Horste gefunden (SCHREIBER 2016).

### Eignung des Konstellationsmodells

Generell gilt der Wespenbussard als schwer zu erfassende heimliche Art, die zudem einen sehr großen Aktionsradius aufweist. Aufgrund seiner versteckten Lebensweise und der späten Ankunft im Brutrevier wird der Wespenbussard oft übersehen (GAMAUF 1999). Die Aktionsräume benachbarter Paare können sich zu einem großen Teil überlappen, wobei häufig territoriale Konflikte auftreten (MEYBURG *et al.* 2010). Durch die großen Entfernungen der Nahrungsflüge ist eine genaue Zuordnung fliegender Wespenbussarde zu eventuellen Brutplätzen nicht immer möglich (WINK 2013).

Aus diesen Gründen – schwierige Erfassbarkeit, häufiger Wechsel von Brutplätzen und großer Aktionsradius mit hohen Territorialflügen auch abseits der Horste – ist das Konstellationsmodell, basierend auf Schutzabständen, für diese Art nicht sinnvoll anwendbar.

### **3.2.3.11 Uhu**

#### Flugverhalten

Jüngere Telemetriestudien zum Flugverhalten des Uhus (GRÜNKORN & WELCKER 2019; MIOGA *et al.* 2019) konnten die Aussagen einer umfassenden Literaturstudie von GARNIEL *et al.* (2017), wonach die Flüge von Uhus in der Regel maximal bis zu einer Höhe von 50 m über dem Grund stattfinden, bestätigen. Sofern die Rotorunterkante von WEA eine Höhe von 50 m nicht unterschreitet gilt die Art daher als nicht kollisionsgefährdet, vgl. UMK (2020).

MIOGA *et al.* (2019) konnten bei insgesamt 15 besenderten Uhus keine Balz- oder Distanzflüge in großer Höhe feststellen, wobei neben dem Flachland auch Brutreviere aus dem Hügel- und Bergland untersucht wurden. Im Flachland wurde kein aktives Flugereignis über 50 Meter Höhe belegt. Die Flughöhen über Waldgebieten lagen bei circa 20 bis 40 Meter über Grund; beim Verlassen des Waldes sinkt die Flughöhe auf unter 20 Meter ab. Generell lag über Offenland die Flughöhe meist unter 20 Meter. Die Flugereignisse dienen überwiegend der Distanzüberbrückung zwischen zwei Ansitzwarten. Auch bei dem Zurücklegen längerer Strecken

werden immer wieder Ansitze genutzt. Im Hügel- und Bergland kommen auch Höhenflüge über Tälern vor, da diese häufig geradlinig gequert und somit passiv Höhen von mehr als 50 Metern erreicht werden. In zwei Fällen wurde beim Abstreichen von einer erhöhten Warte aus im sinkenden Gleitflug eine Höhe von maximal 92 m erreicht. Aktives Aufsteigen in größere Flughöhen bspw. durch Thermikflüge, Beutegreifen in der Luft oder Feindabwehr konnte dagegen nicht belegt werden.

Anhand der Daten von zehn telemetrierten Uhus kommen GRÜNKORN & WELCKER (2019) u.a. zu folgendem Ergebnis: „Die Auswertung der Flughöhen zeigte eine überwiegend bodennahe Flugweise der Uhus, der Median der Flughöhe aller Individuen lag bei nur 10,9 m. Nur 8,5 % und 3,3 % der Flugpositionen lagen über 30 m bzw. 40 m Höhe. Die Flughöhe war dabei im Jahresverlauf konstant, es wurden keine Phasen (z. B. Balzzeit) mit größeren Flughöhen festgestellt. Insgesamt war die Flugaktivität der Uhus gering; nur etwa 0,9 % der Zeit verbrachten die Tiere im Flug, was weniger als einer Viertelstunde pro Tag entspricht. Die Flüge waren dabei von kurzer Dauer (Median 12 s; max. 108,5 s) und die dabei zurückgelegte Strecke entsprechend gering (Median 94 m; max. 1.620 m). Die zwischen den Flügen eingelegten Rastphasen waren sehr variabel, dauerten in 80 % der Fälle jedoch weniger als 10 min.“

Trotz der vorigen Darstellung zur niedrigen Flughöhe des Uhus sind inzwischen 18 Kollisionsopfer an Windenergieanlagen in Deutschland bekannt geworden. GARNIEL *et al.* (2017) zeigen, dass in der Literatur allerdings teilweise unrichtige Angaben über die Rotorunterkantenhöhe dieser Kollisionsereignisse zu finden sind und empfehlen, bei der Auswertung der Anflugopferkartei der Vogelschutzwarte Brandenburg grundsätzlich auf die Primärquelle zurückzugreifen. Im Ergebnis einer solchen Recherche zeigt sich, dass 13 der 17 nachvollziehbaren Kollisionsumstände eine Rotorunterkantenhöhe (RUH) von weniger als 56 m aufweisen.

Entsprechend dem Kenntnisstand aus den Telemetriestudien kollidieren Uhus somit in erster Linie an WEA mit niedriger RUH. Nach 2014 ist in ganz Deutschland überhaupt nur noch eine einzige Kollision von Uhus an WEA bekannt geworden ist. Dies passt zu dem Gesamtbild, dass aufgrund der niedrigen Flughöhe das Kollisionsrisiko von Uhus an modernen WEA aufgrund deren höheren Rotorunterkante im Vergleich zu älteren Anlagen nur noch sehr gering ist.

Als Konsequenz hieraus formuliert die Umweltministerkonferenz (UMK 2020), dass der Uhu in der Regel nur dann kollisionsgefährdet ist, wenn die Höhe der Rotorunterkante weniger als 30 bis 50 m bzw. in hügeligem Gelände weniger als 80 m beträgt.

### Brutplatzkonstanz

Uhus zeigen eine sehr hohe Brutplatztreue. Baumbruten weisen jedoch nur eine temporäre Lagekonstanz auf, da die als Nistunterlage benutzten Nester von Greifvögeln nach wenigen Brutsaisons meist nicht mehr halten (Uhus bauen keine Nester). Die Vögel weichen dann oft auf eine Bodenbrut aus, bleiben jedoch dem Brutrevier treu. In Felswänden hingegen weisen oft „gedüngte“ Stellen auf langjährig genutzte Nistplätze hin (SÜDBECK *et al.* 2005).

### Eignung des Konstellationsmodells

Eine artenschutzrechtliche Betrachtung des Uhus im Hinblick auf die Kollisionsgefährdung ist nur als Sonderfall bei sehr niedriger Rotorunterkantenhöhe erforderlich.

#### **3.2.3.12 Baumfalke**

##### Flugverhalten

Auch wenn die Jagdflüge auf Kleinvögel häufig in recht niedriger Höhe verlaufen, kommt es doch zu gehäuftem Aufenthalt in Rotorhöhe durch Thermikkreisen, Balz, Flüge von/zu entfernteren Nahrungsgebieten, Feindabwehr und Jagd auf höher fliegende Beute (z.B. Schwalben oder temporär auch Fluginsekten). Die Beute wird ausschließlich im Flug mit z.T. sehr hohen Geschwindigkeiten gegriffen.

##### Brutplatzkonstanz

Auch der Baumfalke baut keine eigenen Nester, sondern ist auf Unterlagen von z.B. Krähen oder Kolkkraben angewiesen. Diese befinden sich in der Regel auf Bäumen oder zunehmend auch auf Freileitungsmasten. Maßgeblicher Faktor für die Brutplatzkonstanz ist dann die Dauerhaftigkeit der Nestunterlage. Krähennester, insbesondere auch auf Masten, dürften immer nur temporär nutzbar sein. Generell ist eine Brutplatz- bzw. Brutreviertreue gegeben (SÜDBECK *et al.* 2005), der tatsächliche Neststandort dürfte aber in Abhängigkeit vom Angebot an geeigneten Unterlagen öfter wechseln.

##### Eignung des Konstellationsmodells

Angesichts der eher geringen Dauerhaftigkeit von Krähennestern einerseits und deren großen Zahl in der Landschaft andererseits ist von einer hohen räumlichen Dynamik der Neststandorte des Baumfalcken auszugehen. Insofern lassen sich Schutzabstände als Basis des Konstellationsmodells für diese Art nicht sinnvoll anwenden.

#### **3.2.3.13 Weitere Arten**

Ergänzend werden nachfolgend noch einige Aspekte von Arten betrachtet, die in den bisherigen Empfehlungen und Leitfäden ebenfalls als WEA-empfindlich im Hinblick auf die Kollisionsgefährdung angesehen werden.

Der **Schwarzstorch** wird von der UMK (2020) nicht als kollisionsgefährdet aufgeführt. Die Einstufung der WEA-Empfindlichkeit des Schwarzstorchs wird allerdings in den Leitfäden der Bundesländer noch unterschiedlich gehandhabt. Von einer hohen Störungsempfindlichkeit wird generell ausgegangen. Eine dezidierte Kollisionsempfindlichkeit findet sich hingegen überwiegend nur in älteren Leitfäden, wohingegen neuere Leitfäden wie in Niedersachsen, Brandenburg und Sachsen-Anhalt nicht mehr von einer Kollisionsempfindlichkeit sprechen (oder nur für flugunerfahrene Jungvögel wie in Schleswig-Holstein, Hessen und Baden-Württemberg):

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

- Rheinland-Pfalz (2012): Kollisions- und störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 6.000 m,
- Mecklenburg-Vorpommern (2016): Kollisions- und störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 7.000 m.
- Niedersachsen (2016): Störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 10.000 m,
- Schleswig-Holstein (2016): Kollisionsempfindlich (nur flugunerfahrene Jungvögel) und störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 6.000 m,
- Bayern (2017): Kollisionsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 10.000 m,
- NRW (2017): Störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m,
- Thüringen (2017): WEA-empfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 10.000 m,
- Brandenburg (2018): Störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 6.000 m,
- Sachsen-Anhalt (2018): Störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 3.000 m und 10.000 m,
- Hessen (2020): Kollisionsempfindlich (nur flugunerfahrene Jungvögel) und störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 1.000 m und 10.000 m.
- Baden-Württemberg (2021): Kollisionsempfindlich (nur flugunerfahrene Jungvögel) und störungsempfindlich, Prüfbereiche/Abstands- oder Untersuchungsradien: 1.000 m und 10.000 m.

Neuere Untersuchungen zum Verhalten von Schwarzstörchen gegenüber WEA liegen aus Hessen vor. HAGER & THIELEN (2018) führten bei Freiensteinau im hessischen Vogelsberg eine Raumnutzungsuntersuchung zu einem Schwarzstorchpaar durch, dessen Horst sich in einer Entfernung von 1.300 m zu einem Bestandswindpark befand. Zusätzlich werteten sie fünf weitere Untersuchungen zur Raumnutzung von Schwarzstörchen im Umfeld bestehender Windparks aus.

Übereinstimmend zeigte sich bei allen Untersuchungen, dass trotz der teilweise nur geringen Entfernungen der Brutplätze zu den nächstgelegenen WEA (550 m bis 1.300 m) nur ein sehr niedriger Anteil der Gesamtflüge als konfliktträchtig anzusehen war, d.h. in geringer Entfernung zu den WEA verlief. Bei allen diesen Flügen war ein randliches Umfliegen der WEA oder bei ausreichend breitem Korridor ein Durchfliegen des Windparks festzustellen; eine Kollision wurde nicht beobachtet. Auch verschwand während der Untersuchungen in keinem Untersuchungsgebiet ein Altvogel, so dass Kollisionen im Untersuchungszeitraum ausgeschlossen sind.

Aus diesen Ergebnissen wird von HAGER & THIELEN (2018) abgeleitet, dass die konfliktträchtigen Flüge vorwiegend bei günstigen Witterungsbedingungen stattfanden. Die Rotoren standen dabei sowohl quer als auch parallel. Die Windparks wurden randlich umflogen oder auch durchflogen, wenn ein ausreichend breiter Korridor zur Verfügung stand. Die untersuchten Schwarzstörche waren demnach offenbar in der Lage, die Anlagen als Hindernis wahrzunehmen, was ihnen – bei guten Sichtbedingungen – ein Umfliegen ermöglichte.

Für Brutkolonien von **Seeschwalben und Möwen** ist mit einer höheren potenziellen Kollisionsbetroffenheit zu rechnen, als es die bisherigen Schlagopferzahlen in Deutschland nahelegen. So sind aus Belgien hohe Kollisionsopferzahlen dieser Arten aus Gebieten bekannt, in denen WEA in den Flugwegen zwischen Koloniestandort und dem Meer stehen (vgl. Tabelle 5). In Deutschland gibt es diese Konstellation bislang nicht.

Vom **Graureiher** liegen seit 2002 erst 14 Schlagopferfunde vor. Die sich hieraus ergebende offenbar nur sehr geringe Kollisionsbetroffenheit dieser Art wird durch eine aktuell zur Veröffentlichung eingereichte BACI-Studie (before-after-control-impact) bestätigt (STEINBORN et al. in press). Hierfür wurden die Auswirkungen einer Windparkerweiterung in einer Entfernung von ca. 230 m zu einer Graureiherkolonie mit ca. 65 Brutpaaren im Hinblick auf Kollisionen und Meidung untersucht. Während der zweijährigen Schlagopfersuche wurden keine Graureiher als Kollisionsopfer festgestellt. Es konnte zudem weder eine Meidung des Windparks noch eine Verlagerung von Flügen aus dem neu gebauten Windpark in Richtung unbebautem Referenzgebiet festgestellt werden.

Die Kollisionsgefährdung von **Rastvogelarten** steht in enger Beziehung mit deren Empfindlichkeit gegenüber der Scheuchwirkung. Empfindliche Arten, die die Nähe von Windparks meiden, wie z.B. Gänse und Schwäne, treten nur selten als Kollisionsopfer auf. So sind in der Schlagopferkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg für ganz Deutschland beispielweise nur 25 Funde von kollidierten Kranichen und jeweils 5 Funde von Saat- und Blässgänsen gelistet (vgl. Schlagopferkartei<sup>7</sup>). Dies steht im starken Kontrast mit den hohen Gesamtzahlen dieser Arten, die in Deutschland rasten. Der nationale Bestand rastender Kraniche hat in den letzten Jahren stark zugenommen und wird für den Zeitraum 2011 bis 2016 mit etwa 325.000 Individuen angegeben (jährlich jedoch unterschiedlich), die Zahl rastender Saatgänse liegt für den gleichen Zeitraum bei etwa 430.000 (KRÜGER *et al.* 2020).

Insofern weisen in großen Trupps auftretende Wat- und Wasservögel zwar eine hohe Empfindlichkeit gegenüber der Scheuchwirkung von Windenergieanlagen auf, sind dementsprechend jedoch nur in geringem Maße durch ein Kollisionsrisiko betroffen. Gänse gelten auch international als in nur sehr geringem Maße von Kollisionen an Windenergieanlagen betroffen (DOUSE 2013).

### 3.3 Resultierendes Artenspektrum

In Tabelle 10 wird den Arten aus Tabelle 6 ihre MGI-Einteilung aus Tabelle 4 zugeordnet. Dadurch zeigt sich, dass bei Arten mit hoher relativer Kollisionsgefährdung auch die Bedeutung der Mortalität von Individuen in der Regel besonders hoch ist.

Die Farbgebung signalisiert die artspezifische Anwendbarkeit des in Kapitel 2 entworfenen Konstellationsmodells auf der Basis der Ausführungen in Kapitel 3.2.3. Für Arten ohne

<sup>7</sup> <https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Voegel-Uebersicht-de.xlsx>, Stand 23. November 2020

Farbgebung wird angesichts der aufgeführten Einstufungen keine Notwendigkeit von einschränkenden Bedingungen im Rahmen der vorgesehenen Pauschalausnahmen gesehen.

**Rote Farbe:** Uneingeschränkte Artenschutzrelevanz in Bezug auf das Tötungsverbot und ausreichende Brutplatztreue für Anwendung des Konstellationsmodells des Kap. 2.3

- Alle Arten der Liste mit MGI-Klasse I oder II – mit Ausnahme folgender Arten mit notwendiger artspezifischer Qualifizierung:
  - Wiesenweihe, die keine lagekonstanten Brutplätze aufweist und bei der sich ein relevantes Kollisionsrisiko auf den nestnahen Bereich mit größeren Flughöhen beschränkt
  - Rohrweihe, bei der das Konstellationsmodell nur bei lagekonstanten Brutplätzen in naturnahen Habitaten angewendet werden kann und bei der sich ein relevantes Kollisionsrisiko auf den nestnahen Bereich mit größeren Flughöhen beschränkt
  - Wespenbussard, dessen Brutplätze nur schwer zu lokalisieren sind und zudem relativ häufig wechseln
  - Uhu, der aufgrund seines arttypischen Flugverhaltens generell nur bei sehr niedrigen Rotorunterkantenhöhen kollisionsgefährdet ist
  - Baumfalke, der nur eine vergleichsweise niedrige relative Kollisionsgefährdung und eine geringe Brutplatzkonstanz aufweist
  - Kiebitz, dessen relative Kollisionsgefährdung sehr niedrig ist

**Orange Farbe:** eingeschränkte Artenschutzrelevanz in Bezug auf das Tötungsverbot und Anwendung des Konstellationsmodells des Kap. 2.3 nur unter bestimmten Randbedingungen

- Arten der MGI-Klasse I und II mit spezifischem Flugverhalten und/oder eingeschränkter Brutplatzkonstanz (s.o.)
- Arten mit MGI-Klasse III, sofern die relative Kollisionsgefährdung hoch ist (Wanderfalke)

**Gelbe Farbe:** Artenschutzrelevanz in Bezug auf das Tötungsverbot nur in Einzelfällen gegeben

- Arten der MGI-Klasse II mit nur niedriger relativer Kollisionsgefährdung und geringer Brutplatzkonstanz (Baumfalke)
- Arten der MGI-Klasse III mit noch recht hoher Kollisionsgefährdung und stark überproportionaler Zunahme der Schlagopferfunde (Mäusebussard)

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

**Tabelle 10: Zusammenführung mehrerer Kriterien zur Ermittlung des artenschutzrechtlich relevanten Artenspektrums in Bezug auf das Tötungsverbot**

Artname	Relative Kollisions- gefährdung (Verhältnis Kollisionsopfer zu Min.- Brutpaarzahl)	Stark- überproportionale Zunahme der Kollisionsfunde 2018-2020	Mortalitätsgefährdungs- Index MGI gemäß Bernotat & Dierschke (2016)
Seeadler	1 : 4		II.4
Fischadler	1 : 20	X	I.3
Schreiadler	1 : 20		I.2
Rotmilan	1 : 23	X	II.5
Wanderfalke	1 : 63		III.6
Weißstorch	1 : 71		II.4
Wiesenweihe	1 : 72		I.3
Mäusebussard	1 : 102	X	III.7
Schwarzmilan	1 : 128	X	II.5
Rohrweihe <sup>1</sup>	1 : 151	X	II.5
Wespenbussard	1 : 160	X	II.5
Uhu	1 : 161		II.5
Baumfalke	1 : 294		II.5
Turmfalke	1 : 314		III.7
Höckerschwan	1 : 400		III.7
Sperber	1 : 700		III.7
Kolkrabe	1 : 769		III.6
Schleiereule	1 : 1.035		III.7

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Artname	Relative Kollisions- gefährdung (Verhältnis Kollisionsopfer zu Min.- Brutpaarzahl)	Stark- überproportionale Zunahme der Kollisionsfunde 2018-2020	Mortalitätsgefährdungs- Index MGI gemäß Bernotat & Dierschke (2016)
Habicht	1 : 1.375		III.6
Graureiher	1 : 1.429		III.6
Waldohreule	1 : 1.471		III.7
Kiebitz	1 : 2.211		II.4
Graugans	1 : 2.471		III.7
Stockente	1 : 850		IV.9
Ringeltaube	1 : 15.4261		IV.8
Saatkrähe	1 : 17.500		III.6

## 4 Ermittlung der Schutzabstände

### 4.1 Äußerer Abstand

#### 4.1.1 Vorgehensweise

Das PROGRESS-Projekt hat gezeigt, dass grundsätzlich an jedem WEA-Standort Kollisionsopfer auftreten können und dass dies auch jede Vogelart betrifft, allerdings in unterschiedlicher absoluter und relativer Häufigkeit (GRÜNKORN *et al.* 2016). Für bestimmte Vogelarten, für die eine besondere Betroffenheit angenommen wurde, erfolgte schon früh eine Festlegung von Abstandsempfehlungen zum Schutz vor einem deutlich erhöhten Kollisionsrisiko in Brutplatznähe (LAG VSW 2007).

Grundlage für die Einhaltung von Abständen zum Brutplatz ist die Annahme, dass die Flugaktivität mit der Entfernung zum Brutplatz abnimmt, die höchste Flugaktivität also im Nahbereich um den Horst stattfindet. Dieser „Hauptaktivitätsraum“ soll frei von WEA gehalten werden, da die Kollisionswahrscheinlichkeit dort am höchsten ist. Artspezifische Abstandsradien

zwischen WEA und Brutplatz werden inzwischen in allen Bundesländern verwendet und basieren auf den Empfehlungen des sog. „Helgoländer Papiers“ (LAG VSW 2015). Darin wurden – soweit vorhanden – Raumnutzungsanalysen (RNA) und Telemetriestudien von windkraftsensiblen Arten ausgewertet und Hauptaktivitätsräume definiert, in denen mindestens 50 % (beim Rotmilan 60 %) der Flugaktivität stattfinden. Dieser Hauptaktivitätsraum wird für die Definition der erforderlichen Abstände als kreisrund angenommen, der geforderte Abstand entspricht dem Radius dieses Kreises (LAG VSW 2015). Dieser grundsätzlich Ansatz der Verwendung von Schutz- oder sog. Regelabständen wird aktuell auch von der Umweltministerkonferenz verfolgt (UMK 2020). So soll für den Rotmilan der „Regelabstand“ je nach Lebensraumausstattung in den Bundesländern zwischen 1.000 und 1.500 m betragen. In diesen Abständen zum Horst konnten auch in aktuellen Telemetriestudien der Großteil der Flugbewegungen (zum Teil über 60 %) nachgewiesen werden (HEUCK *et al.* 2019b; SPATZ *et al.* 2019).

Im Rahmen des in der vorliegenden Arbeit vorgeschlagenen artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells (s. Kap. 2.2) soll dieser Ansatz durch die Definition von äußeren und inneren artspezifischen Schutzabständen ebenfalls Verwendung finden. Deren Herleitung erfolgt jedoch nach anderen Kriterien im Rahmen der von SCHARFENSTEIN & BRINGEWAT (2021) vorgeschlagenen technologiespezifischen Ausnahme vom artenschutzrechtlichen Tötungsverbot.

So soll die Einhaltung des äußeren Schutzabstandes sicherstellen, dass die nicht vollständig zu vermeidende kollisionsbedingte Mortalität für die jeweilige Vogelart nicht zu einem Populationsrückgang führt. Der Ansatz für die Bemessung der äußeren Abstände ergibt sich somit aus dem Ziel, die geringste Entfernung zu WEA zu definieren, außerhalb derer das Kollisionsrisiko so niedrig ist, dass ein Populationsrückgang aufgrund von erhöhter Mortalität ausgeschlossen werden kann.

Hierzu wird zunächst eine Abschätzung des Kollisionsrisikos in Abhängigkeit von der Entfernung zum Brutplatz vorgenommen. Dies geschieht mittels eines probabilistischen Ansatzes anhand der erwartbaren Flugaktivität in Relation zur Distanz zum Brutplatz.

Die zusätzliche WEA-bedingte Mortalität, welche sich durch das ermittelte Kollisionsrisiko ergibt, kann dann in Relation zu artspezifischen populationsbiologischen Mortalitäts-Grenzwerten gesetzt werden, um dadurch einen maximalen Abstand zwischen Brutplatz und Anlagenstandort zu ermitteln, innerhalb dessen mit Populationsrückgängen aufgrund von gesteigerter Mortalität durch Kollisionen gerechnet werden muss.

Im Überblick besteht die gewählte Vorgehensweise somit aus drei Schritten:

1. Abschätzung des Kollisionsrisikos in Abhängigkeit von der Entfernung zum Brutplatz mittels eines probabilistischen Verfahrens
2. Ermittlung eines populationsbiologischen Grenzwertes für eine verkraftbare zusätzliche Mortalität durch Kollisionen an WEA

3. Zusammenführung der beiden vorigen Schritte zur Bestimmung derjenigen Entfernung vom Brutplatz, bei dessen Einhaltung kein Populationsrückgang durch Kollisionen an WEA zu erwarten ist.

### 4.1.2 Probabilistische entfernungsabhängige Abschätzung des Kollisionsrisikos

#### 4.1.2.1 Verfahren

Um das Kollisionsrisiko zu quantifizieren bzw. zu prognostizieren wird international die Verwendung sog. Collision-Risk-Models (CRM) diskutiert, die i.d.R. auf detaillierten Flugaktivitätsdaten aus Raumnutzungsbeobachtungen beruhen (MASDEN & COOK 2016). Ausgangspunkt ist das sog. „Band-Modell“ (BAND *et al.* 2007), welches ursprünglich bereits 1995 konzipiert und 2000 veröffentlicht wurde (SNH 2000).

In diesem Modell stellen die erfassten Flugbewegungen an einem konkreten Standort die Grundlage für die Berechnungen der Kollisionswahrscheinlichkeit dar und werden auf die Aufenthaltsdauer im Rotorbereich im gesamten Jahr bzw. für die gesamte Brutperiode im Falle von Zugvögeln hochgerechnet. Diese Aufenthaltsdauer wird dann durch die anzunehmende Dauer für einen tatsächlichen Durchflug durch einen WEA-Rotor geteilt, womit man die Anzahl an Rotordurchflügen pro Jahr bzw. Brutperiode erhält. Das Modell setzt somit einen Zusammenhang zwischen der Flugaktivität, d.h. der Flugdauer im Risikobereich, und möglichen Kollisionen voraus. Dieser Wert stellt das Ergebnis des ersten Berechnungsschritts des Band-Modells dar (s. Abbildung 10).

Im nächsten Schritt wird die Wahrscheinlichkeit bestimmt, mit der ein Vogel bei einem potenziellen Rotordurchflug tatsächlich verunglückt. Diese Wahrscheinlichkeit kann mit Hilfe eines Excel-Tools berechnet werden, in das art- und anlagenspezifische Daten wie Vogelgröße, Fluggeschwindigkeit, Rotorgröße sowie Drehgeschwindigkeit eingehen. Das Exceltool wird regelmäßig aktualisiert (SNH 2000; BAND *et al.* 2007; CHRISTIE & URQUHART 2015). Das Produkt aus der Anzahl an Rotordurchflügen und der Kollisionswahrscheinlichkeit eines solchen Durchflugs ergibt eine erste prognostizierte Anzahl an kollidierten Vögeln.

Anschließend wird das Ausweichverhalten der Vögel in der Berechnung berücksichtigt. So ist aus einer Vielzahl von Untersuchungen bekannt, dass Vögel in wesentlich geringerem Maße mit WEA kollidieren als von dem Modell prognostiziert. Sie zeigen somit ein Ausweich- oder Meideverhalten, um einem Zusammenstoß mit dem wahrgenommenen Hindernis zu entgehen (WHITFIELD & MADDERS 2006; SCHAUB *et al.* 2020). Grundsätzlich wird für jede Vogelart eine Ausweichrate von 98 % angenommen, bei entsprechender Datengrundlage werden artspezifische Ausweichraten angegeben und stetig aktualisiert (SNH 2010a, 2018) Mittels der Einbeziehung dieser Ausweichrate (avoidance rate) wird versucht, eine realistische Zahl an erwartbaren Kollisionsopfern zu berechnen. Geht man davon aus, dass die Eingangsgrößen in den Schritten 2 und 3 artspezifisch weitgehend feststehen, hängt das Ergebnis der Berechnung

für einen konkreten WEA-Standort in erster Linie von dem dortigen Ausmaß an Flugaktivität ab (Abbildung 11).



**Abbildung 10: Schematischer Ablauf des Band-Modells**

Dieses schon ältere und in der Literatur teilweise kontrovers diskutierte Modell (GRÜNKORN *et al.* 2016) rückt aktuell wieder durch die Verwendung probabilistischer Ansätze zur Ermittlung des Kollisionsrisikos in den Fokus (BRAND *et al.* 2020). Die probabilistische Herangehensweise ist grundsätzlich vergleichbar mit derjenigen des Band-Modells. Für die Ermittlung der Flugaktivität im Gefahrenbereich der WEA wird dabei jedoch nicht auf tatsächliche Flugbeobachtungen zurückgegriffen, sondern auf eine Abschätzung von Aufenthaltswahrscheinlichkeiten. Als wesentlicher Faktor für die Schätzung der Flugaktivität dient die Entfernung zwischen Brutplatz und Anlagenstandort. HÖTKER *et al.* (2017) und MÄNNEL (2021) haben derartige Berechnungen bereits beispielhaft für den Rotmilan durchgeführt.

Die Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit eines Individuum setzt sich demnach aus der Kombination von verschiedenen Einzelwahrscheinlichkeiten zusammen (BRAND *et al.* 2020). Dazu zählen die Wahrscheinlichkeiten,

- dass der Vogel den Gefährdungsbereich der WEA durchfliegt,
- dass die WEA in Betrieb ist und
- dass eine Kollision stattfindet.

Im Beispiel von MÄNNEL (2021) fließen diese drei Einzelwahrscheinlichkeiten in eine Gesamtformel zur Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit innerhalb eines Kalenderjahres ein (s. Abbildung 11).

- Aufenthaltsdauer im kritischen Bereich ( $Pf_1 = \prod Pf_{1,i}$ )
- Bestimmung der Anzahl der errechneten Durchflüge (mit  $t_d$ )
- Bestimmung der Wahrscheinlichkeit einer potentiellen Kollision ( $Pf_2$ )
- Bestimmung der Anzahl potentieller Kollisionen
- Bestimmung des Ausweichverhaltens ( $Pf_3$ )
- Bestimmung der errechneten Anzahl von Kollisionen ( $Pf_{ges}$ )

$$Pf_{ges} = \frac{Pf_1 \cdot 365 d \cdot 24 h \cdot 60 min \cdot 60 s}{t_d} \cdot Pf_2 \cdot Pf_3$$

**Abbildung 11: Formel zur Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit innerhalb eines Jahres**  
Quelle: MÄNNEL (2021)

Generell gilt, dass eine hohe Anzahl an Flugbewegungen in Rotornähe das Kollisionsrisiko erhöht (SCHAUB 2012; HEUCK *et al.* 2019a). Der wesentliche Faktor in der probabilistischen Formel, der die errechnete Anzahl der Kollisionen bestimmt ( $Pf_{gesamt}$ ), ist somit die Aufenthaltsdauer im kritischen Bereich ( $Pf_1$ ), d.h. das Ausmaß der Flugaktivität in Rotorhöhe am konkreten WEA-Standort.

Da alle Variablen der Formel für die einzelnen Vogelarten feste Werte besitzen und lediglich die Entfernung zwischen Brutplatz und WEA und die damit zusammenhängende Flugaktivität variiert, kann auf diese Weise probabilistisch die unterschiedliche Kollisionswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit zur Distanz zwischen Horst und WEA ermittelt werden.

### 4.1.2.2 Beispielrechnung

Nachfolgend wird beispielhaft die Kollisionswahrscheinlichkeit für den Rotmilan in 1.000 m Entfernung zwischen Brutplatz und WEA unter Verwendung des probabilistischen Ansatzes von HÖTKER *et al.* (2017) sowie MÄNNEL (2021) ermittelt. Als Vergleich bzw. Plausibilisierungsmöglichkeit dienen eigene Auswertungen empirischer Daten aus Raumnutzungsbeobachtungen für 73 potenzielle WEA-Standorte hinsichtlich der Flugaktivität in Abhängigkeit der Entfernung zu bekannten Rotmilan-Horsten sowie von Daten aus automatisierten kamerabasierten Flugwegeerfassungen (REICHENBACH *et al.* 2020).

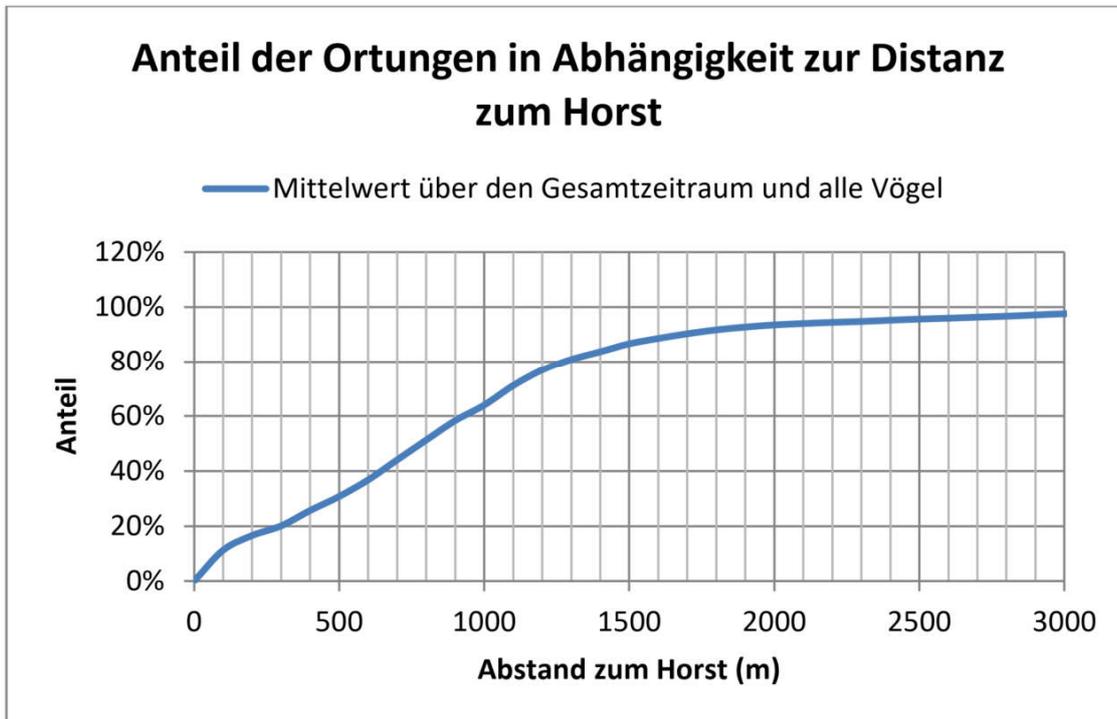
In den letzten Jahren hat die Anzahl und Qualität von Telemetriestudien zum Aktionsraum und zum Flugverhalten von Vögeln deutlich zugenommen (MEYBURG & MEYBURG 2013; RAAB *et al.* 2017). Telemetriedaten liefern im Vergleich zu Raumnutzungsbeobachtungen verlässliche Informationen zu Parametern wie Flugaktivität oder Flughöhe der besenderten Tiere. Daraus lassen sich allgemeingültige Informationen ableiten, die als Eingangsdaten in die

probabilistischen Berechnungen einfließen. Zum Flugverhalten des Rotmilans sind in den vergangenen Jahren mehrere Telemetriestudien durchgeführt worden (z.B. GSCHWENG *et al.* 2014; PFEIFFER & MEYBURG 2015; HÖTKER *et al.* 2017; SPATZ *et al.* 2019). Für die nachfolgenden Berechnungen wird auf die Angaben aus der Telemetriestudie von HEUCK *et al.* (2019b) zurückgegriffen. Diese liefert aufgrund der Verwendung modernster Sendertypen besonders aufschlussreiche Daten zur dreidimensionalen Auflösung der Flugaktivität.

Die saisonale Anwesenheit ist artspezifisch und fließt als fester Wert in die Berechnungen ein. Für den Rotmilan wird eine Anwesenheit vom 01.03. bis zum 30.09. eines jeden Jahres angenommen. Das entspricht 213 von 365 Tagen und somit einem Anteil von 58,36 % (im Gegensatz z.B. zu Wanderfalke oder Seeadler, die ganzjährig im Brutrevier anwesend sind oder zu Wespenbussard und Baumfalke, die nur ca. 4 Monate im Brutrevier verbringen).

25.336 von insgesamt 74.767 Ortungspunkten aus der Telemetriestudie von HEUCK *et al.* (2019b) wurden während des Flugs erfasst, das entspricht einem Anteil von 33,9 %. Die Erfassungen erstreckten sich jedoch nur über den Tag, der Zeitraum von 22:00 – 5:00 Uhr MESZ wurde jeweils ausgeschlossen. Für die Ermittlung des Kollisionsrisikos muss die gesamte Tagesdauer betrachtet werden. Unter der Annahme, dass Rotmilane während der Nacht nicht fliegen, ergibt sich ein auf 24 h bezogene Flugaktivitätsanteil von 24,01 %.

Anhand der räumlichen Verteilung der Ortungspunkte aller besenderten Individuen in Bezug zum Brutplatz zeigt sich ein relativ hoher Anteil an Ortungspunkten in unmittelbarer Nähe zum Horst (ca. 10 % bis 100 m Entfernung) (s. Abbildung 12). Bis zu einer Entfernung von ca. 1.200 m zum Horst nimmt der Anteil der Ortungen pro 100 m-Entfernungsradius jeweils um ca. 5 % zu. In weiterer Entfernung flacht die Zunahme zusehends ab. Diese Verteilung deckt sich weitgehend mit den Angaben aus den Telemetriestudien von HÖTKER *et al.* (2017) und GSCHWENG *et al.* (2014). Bis zu einer Entfernung von 3.000 m wurden nahezu 100 % aller Ortungen registriert (HEUCK *et al.* 2019b).



**Abbildung 12: Aufsummierter Anteil der Ortungen in Abhängigkeit zur Distanz zum Horst**  
Quelle: MÄNNEL (2021); aufbereitete Daten aus (HEUCK *et al.* 2019b)

Die Aufenthaltswahrscheinlichkeit im Gefahrenbereich setzt sich aus der Aufenthaltswahrscheinlichkeit in dem betreffenden Abstandsradius (100 m-Schritte) und dem Anteil des kritischen Rotorbereichs an der Fläche dieses Abstandsradius zusammen. Aus rein geometrischen Gründen ergibt sich, dass die Flugaktivität pro Flächeneinheit mit zunehmender Entfernung zum Brutplatz sehr stark abnimmt (SPRÖTGE *et al.* 2018).

Für die weitere Berechnung wird als Beispielanlagentyp die Enercon E-160 mit einer Nabenhöhe von 166 m, einer Rotorblattlänge von 78,3 m und einer maximalen Rotorblattbreite von 5,12 m verwendet. Es handelt sich dabei um eine moderne, große Anlage, die in ihren Ausmaßen den zukünftig verstärkt genutzten Anlagentypen entspricht. Als kollisionskritischer Bereich wird die Fläche angenommen, die bei maximalem Pitch des Rotors überstrichen wird. Von oben betrachtet ergibt sich dadurch eine projizierte Fläche von

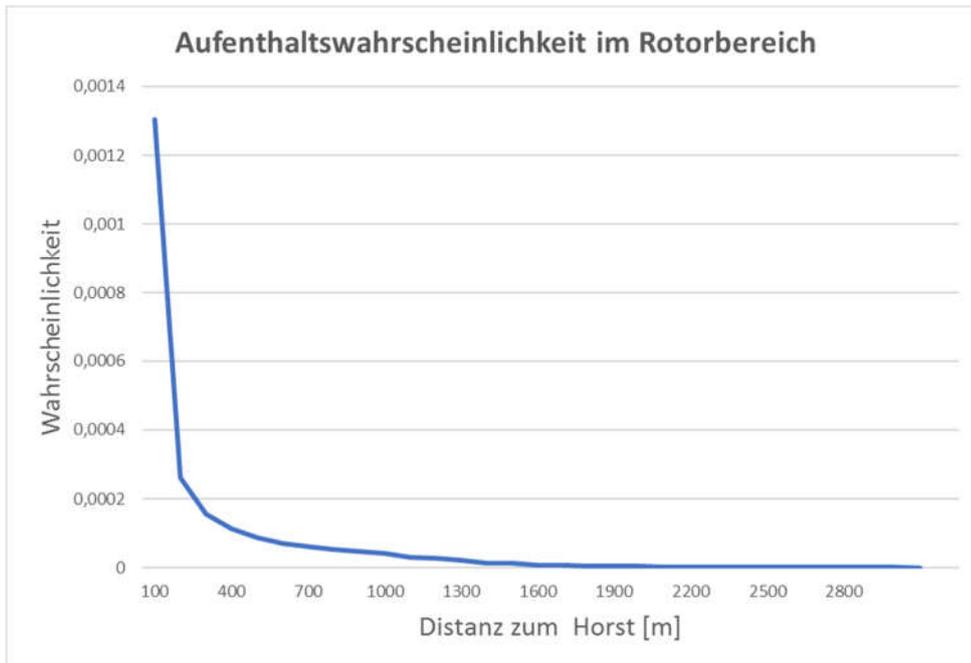
$$A = 160 \text{ m} * 5,12 \text{ m} * \sin(30^\circ) = 409,6 \text{ m}^2$$

Durch Multiplikation der Aufenthaltswahrscheinlichkeit des Vogel in dem jeweiligen Distanzring um die WEA (gemäß Abbildung 12) mit dem Flächenanteil des kritischen Rotorbereichs innerhalb dieses Distanzrings ergibt sich die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in der Fläche des Rotorbereichs (s. Abbildung 13).

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group



**Abbildung 13: Wahrscheinlichkeit für den Aufenthalt im Bereich des Rotors der WEA**  
Rotorfläche = 409,6 m<sup>2</sup>

Die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in einem Anlagenbereich im 900 – 1.000 m-Radius, der für diese Beispielrechnung betrachtet wird, beträgt demnach  $4,12 \times 10^{-4}$  bzw. 0,00412 %.

Anschließend muss berücksichtigt werden, dass die Flugbewegungen eines Rotmilans nur zu einem bestimmten Anteil in der Höhe des Rotors stattfinden und es dementsprechend nur dann zu einer Kollision kommen kann. Als kritischer Bereich wird für den gewählten WEA-Typ eine Höhe zwischen 75 und 250 m über dem Grund angesetzt. HEUCK *et al.* (2019b) haben für diesen Bereich einen Anteil von ca. 21,3 % ermittelt.

Multipliziert man die einzelnen Variablen der Aufenthaltswahrscheinlichkeit im Rotorbereich ergibt sich ein Wert von

$$0,58 * 0,24 * 0,0000412 * 0,213 = 0,00000122$$

Umgerechnet in Sekunden pro Jahr (s. Abbildung 11) ergibt sich eine Aufenthaltsdauer im kritischen Rotorbereich von 38,8 Sekunden.

Die Anzahl der potenziellen Rotordurchflüge ergibt sich durch die Division der Sekundenanzahl im Rotorbereich durch die durchschnittlich benötigte Zeit für einen Durchflug. HÖTKER *et al.* (2017) nehmen für ihre Berechnungen des Band-Modells eine Durchflugszeit von 10 Sekunden an. MÄNNEL (2021) verlängert die Durchflugszeit in seinen Berechnungen auf 20 Sekunden, da es sich bei ihrem Beispiel um eine deutlich größere WEA handelt (ebenfalls um die Enercon E-160). BAND *et al.* (2007) berechnen die Durchflugszeit mit der Formel:

$$\frac{(\text{Maximale Rotorflügelbreite} + \text{Länge des Vogels})}{\text{Fluggeschwindigkeit}} = \text{Durchflugszeit}$$

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

---

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Mit einer maximalen Rotorbreite von 5,12 m, einer mittleren Rotmilan-Länge von 0,65 m sowie einer mittleren Fluggeschwindigkeit von 8,4 m/s (ermittelt anhand von rd. 76.000 Messungen mittels des Kamerasystems *IdentiFlight*, REICHENBACH et al. in prep.) ergibt sich eine Durchflugszeit von 0,52 Sekunden unter der Annahme eines geraden Durchflugs senkrecht zur Rotorebene. Flugwege- und Verhaltensbeobachtungen zeigen jedoch, dass die Vögel den Rotorbereich nicht (immer) in einer geraden Linie durchfliegen, sondern kreisend oder in einer Kurve (GRÜNKORN *et al.* 2016). Als durchschnittliche Durchflugszeit (Aufenthaltsdauer im Rotorbereich) wird daher eine Zeit von fünf Sekunden angenommen.

Mit einer Durchflugszeit von 5 Sekunden können bei einer Aufenthaltszeit von 38,8 Sekunden pro Jahr insgesamt 7,8 Durchflüge pro Jahr stattfinden (Ergebnis Schritt 1).

Unter Zuhilfenahme des aktuellen Exceltools des Band-Modells ergibt sich eine theoretische Kollisionswahrscheinlichkeit von 19,2 % pro Durchflug, wenn man zunächst jegliches Ausweichverhalten außer Acht lässt. Die Eingangsdaten sowie die Ergebnisse des Beispiels sind Abbildung 14 dargestellt. Dadurch würde die Kollisionswahrscheinlichkeit 148,99 % betragen, d.h. rund 1,5 Kollisionen pro Jahr an der betreffenden WEA (Ergebnis Schritt 2).

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Calculated outputs											
Main output copied to sheet 1											
Calculation of alpha and p(collision) as a function of radius											
NoBlades	3	r/R		c/C		α		Upwind:		Downwind:	
MaxChord	5,00 m	radius		chord		alpha		collide		collide	
Pitch (degrees)	30	radius		chord		alpha		length	p(collision)	length	p(collision)
Species name	Rotmilan	0,00							1,000		1,000
BirdLength	0,65 m	0,05	0,73	1,43	8,04	0,766			4,39	0,418	
Wingspan	1,85 m	0,10	0,79	0,72	5,27	0,502			1,32	0,126	
F: flapping (0) or gliding (+1)	1	0,15	0,88	0,48	4,58	0,436			0,94	0,090	
Proportion of flights upwind	50% %	0,20	0,96	0,36	4,31	0,411			1,33	0,127	
Bird speed	8,4 m/sec	0,25	1,00	0,29	4,39	0,418			1,91	0,182	
Rotor Radius	70 m	0,30	0,98	0,24	4,11	0,392			2,09	0,199	
Rotation Speed	16 rpm	0,35	0,92	0,20	3,77	0,359			2,13	0,203	
Rotation Period	3,75 sec	0,40	0,85	0,18	3,43	0,327			2,12	0,202	
		0,45	0,80	0,16	3,20	0,305			2,10	0,200	
		0,50	0,75	0,14	2,99	0,285			2,06	0,196	
Bird aspect ratio: β	0,35	0,55	0,70	0,13	2,79	0,266			2,01	0,191	
		0,60	0,64	0,12	2,58	0,246			1,92	0,183	
Integration interval	0,05	0,65	0,58	0,11	2,38	0,226			1,82	0,174	
		0,70	0,52	0,10	2,18	0,208			1,72	0,164	
		0,75	0,47	0,10	2,02	0,192			1,63	0,155	
		0,80	0,41	0,09	1,83	0,175			1,52	0,144	
		0,85	0,37	0,08	1,71	0,163			1,44	0,137	
		0,90	0,30	0,08	1,50	0,143			1,30	0,123	
		0,95	0,24	0,08	1,33	0,127			1,17	0,112	
		1,00	0,00	0,07	0,85	0,062			0,65	0,062	
<b>Overall p(collision) integrated over disk</b>											
								<b>Upwind</b>	<b>22,8%</b>	<b>Downwind</b>	<b>15,6%</b>
Proportion upwind: downwind											
50% 50%								<b>Average</b>	<b>19,2%</b>	(copied to sheet 1)	

**Abbildung 14: Durchschnittliche Kollisionswahrscheinlichkeit des Rotmilans pro Durchflug ohne Ausweichverhalten**

Exceltool nach BAND *et al.* (2007) und CHRISTIE & URQUHART (2015)

Für den Schritt 3 wird auf Modellierungen von URQUHART & WHITFIELD (2016) zum Ausweichverhalten des Rotmilans zurückgegriffen, wonach für diese Art eine Ausweichrate von 99 % angesetzt werden kann. Das bedeutet, dass lediglich 1 % der potenziellen Kollisionsereignisse tatsächlich mit einem Zusammenstoß von Vogel und WEA enden.

Im Ergebnis ergibt sich somit insgesamt eine Kollisionswahrscheinlichkeit von 1,49 % pro Jahr für eine WEA in 1.000 m Entfernung zu einem Rotmilanhorst (Ergebnis Schritt 3).

### 4.1.2.3 Plausibilisierung

Die in der vorangegangenen Berechnung verwendeten Werte für die Flugaktivität in Abhängigkeit von der Entfernung zum Brutplatz können zur Plausibilisierung mit Daten verglichen werden, die im Zuge eines Forschungsprojektes des KNE<sup>8</sup> von der ARSU GmbH zusammengestellt und ausgewertet wurden (REICHENBACH *et al.* 2020):

- Flugaktivitätsmessungen im Zuge von Untersuchungen zur Wirksamkeit des Kamerasystems IdentiFlight (REICHENBACH & REERS 2019; KNE 2020a),
- Raumnutzungsbeobachtungen an insgesamt 73 potenziellen WEA-Standorten.

Hieraus konnte in einem 350 m-Radius um die Anlagenstandorte in einer Entfernung von ca. 1.000 m zum Horst eine durchschnittliche Flugaktivität von ca. 10 bis 30 Rotmilan-Flügen pro Tag ermittelt werden. Dabei ergab sich ein signifikanter Zusammenhang ( $p < 0,01$ ) zwischen der Rotmilan-Flugaktivität und der Entfernung zum Horst. Die Fläche des 350 m-Radius um den Standort ( $A = 384.845 \text{ m}^2$ ) entspricht knapp dem Tausendfachen des im Beispiel ermittelten kritischen Rotorbereichs von  $409,6 \text{ m}^2$ .

Nimmt man eine Gleichverteilung der Flugaktivität innerhalb des 350 m-Radius an, so entspricht die Flugaktivität im Rotorbereich ca. 0,032 Flügen pro Tag. Hochgerechnet auf die gesamte Brutdauer von 214 Tage entspricht das 6,85 Flügen. Wird im Weiteren angenommen, dass 21,3 % der Flüge innerhalb des kritischen Höhenbereichs stattfinden, kann mit 1,46 Rotordurchflügen pro Jahr gerechnet werden.

Unter Berücksichtigung der Kollisionswahrscheinlichkeit pro Durchflug sowie der Ausweichrate ergibt das insgesamt eine Kollisionswahrscheinlichkeit von 0,28 % für eine WEA in einer Entfernung bis 1.000 m Entfernung.

Die mittels Probabilistik berechnete Kollisionswahrscheinlichkeit übersteigt diejenige auf Grundlage der ausgewerteten Raumnutzungsbeobachtungen und Kameraerfassungen somit etwa um den Faktor 5. Dies bestätigt, dass durch die Verwendung von probabilistischen Berechnungen die Flugaktivität im kritischen Rotorbereich tendenziell überschätzt wird (HÖTKER *et al.* 2017). Dies ist für den vorliegenden Zweck allerdings zu begrüßen, da aus Vorsorgegründen sicherzustellen ist, dass mit dem letztlich gewählten äußeren Schutzabstand das Kollisionsrisiko tatsächlich so niedrig ist, dass ein dadurch bedingter Populationsrückgang möglichst ausgeschlossen werden kann. Der Vergleich zeigt somit, dass das mittels des probabilistischen Verfahrens erzielte Ergebnis tendenziell auf der sicheren Seite liegt.

Dazu kommt, dass es sich bei den Daten der Raumnutzungsbeobachtungen um Durchschnittswerte von mehreren beobachteten Tieren und Standorten handelt und die Werte somit im Einzelfall deutlich höher liegen können. So hat das Kamerasystem IdentiFlight an den untersuchten Standorten eine Flugaktivität bis zu 55 Flügen pro Tag im 350 m-Radius um eine WEA registriert. Diese Flugaktivität entspricht einer Kollisionswahrscheinlichkeit von etwa 0,51 %, was dem probabilistischen Wert schon recht nahekommt. Als Vergleich können auch

---

<sup>8</sup> <https://www.naturschutz-energiewende.de/dialog/workshopreihe-technische-systeme/>, abgerufen am 14.03.2021

Ergebnisse von BUSSE (2013) für 76 geplante Windparks in Polen herangezogen werden, bei denen ein durchschnittliches Kollisionsrisiko für den Rotmilan von 0,76 % pro Anlage und Jahr ermittelt werden konnte. Dabei wurden WEA in unterschiedlichen Entfernungen berücksichtigt.

Im Einzelfall können auch deutlich höhere Flugaktivitäten als angenommen auftreten, z.B. bei im Vergleich zu Umfeld sehr attraktiven Nahrungshabitaten oder auch temporär bei landwirtschaftlichen Mahd- und Ernteereignissen. Insofern ist es aus Vorsorgegründen im Hinblick auf den Populationsschutz angemessen mit einer tendenziellen Überschätzung der Flugaktivität zu arbeiten.

Die Plausibilisierung zeigt somit, dass die Ergebnisse der probabilistischen Berechnungen einer sehr hohen Flugaktivität am konkreten WEA-Standort entsprechen und somit konservativ einen worst case abbilden, was der Zielsetzung dieser Arbeit entspricht.

#### 4.1.2.4 Ergebnisse

Unter Verwendung des in Kap 4.1.2.1 dargelegten Berechnungsverfahrens sowie der genannten beispielhaften Anlagenspezifikationen wird für jede Art, die in Tabelle 10 rot gekennzeichnet ist (= besondere Eignung des artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells), die Kollisionswahrscheinlichkeit für eine WEA für verschiedene Entfernungsradien um den Brutplatz berechnet. Die Herkunft der artspezifischen Angaben wird im Einzelnen dargelegt. Nach Möglichkeit wird auf empirische Raumnutzungsdaten zurückgegriffen, diese stehen jedoch aufgrund der bisher eher geringen Anzahl an durchgeführten Telemetriestudien nicht für jede Art in gleicher Qualität zur Verfügung. In diesen Fällen werden nach Möglichkeit Angaben aus anderen Studien (z.B. visuelle Raumnutzungsbeobachtungen) genutzt. Sollte es dennoch Datenlücken geben, werden diese durch einen Analogieschluss mit Arten geschlossen, die ein ähnliches Flugverhalten aufweisen.

Sofern nicht anders dargestellt, stammen die Angaben zur Fluggeschwindigkeit der Vogelarten aus ALERSTAM *et al.* (2007). Diese Publikation wird standardmäßig für Berechnungen des Band-Models zu Rate gezogen (SNH 2014).

In der Realität sind individuen- sowie standortspezifische Abweichungen der ermittelten Werte zu erwarten. Für die Berechnungen werden die Durchschnittswerte verwendet, um annäherungsweise allgemeingültige Aussagen treffen zu können. Bezüglich der Aufenthaltswahrscheinlichkeit in Relation zur Distanz zum Horst besteht die Grundannahme, dass diese sich im Nahbereich um den Hort konzentriert und dann mit zunehmender Entfernung abnimmt. Je nach Nahrungsverfügbarkeit kann es in der Realität jedoch andere Schwerpunkte geben (Bevorzugung bestimmter Richtungen, hohe Aktivitätsdichten in größerer Entfernung). Es wird jedoch angenommen, dass sich diese individuellen brutrevierbezogenen Unterschiede bei Betrachtung der gesamten Population mehr oder weniger ausgleichen und dann der Grundannahme einer weitgehend radialen, geometrisch bedingten Verteilung annähern.

Die Kollisionswahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit zur Entfernung sind in Tabelle 11 aufgeführt.

### Seeadler

Seeadler sind Standvögel und halten sich zu 100 % des Jahres in ihren Brutgebieten auf.

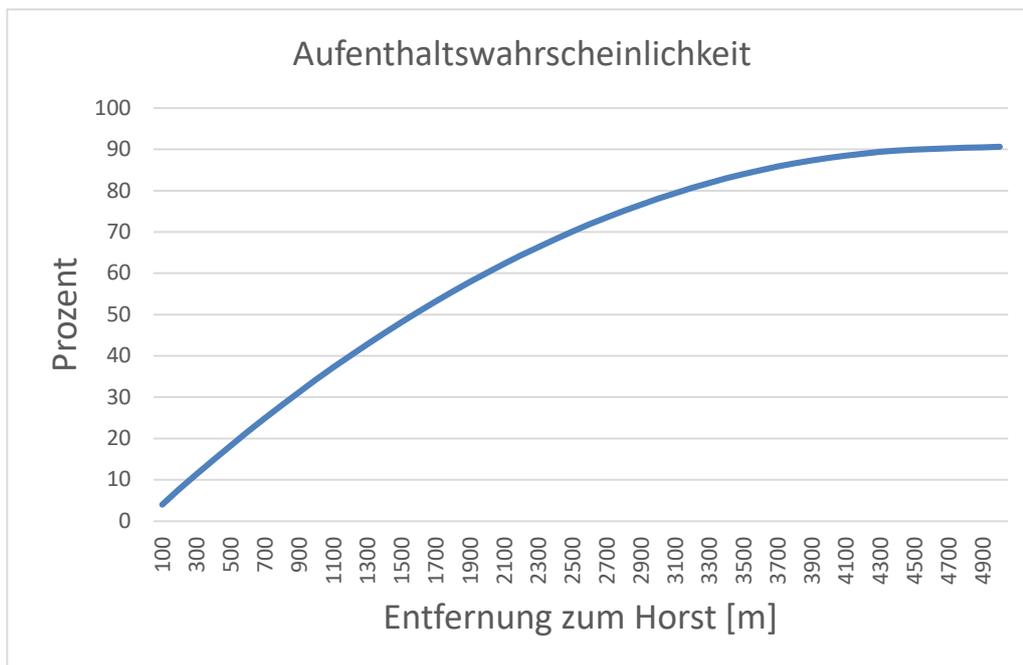
Die Flugaktivität pro Tag ist maßgeblich durch die Jagdtechnik der Ansitzjagd beeinflusst. Dabei sitzen die Tiere auf Bäumen in der Nähe ihrer Jagdhabitats und warten auf Beute. Bei dieser äußerst ökonomischen Jagdstrategie verbringen die Tiere rund 80 % der Zeit mit Warten und lediglich 7 % im Flug (NADJAFZADEH *et al.* 2015). TIKKANEN *et al.* (2018) haben in ihrer Telemetriestudie das Flugverhalten von subadulten Seeadlern untersucht, dabei haben sie ebenfalls eine geringe Flugaktivität von durchschnittlich 11 % pro Tag ermittelt, dies deckt sich mit den Aussagen weiterer Telemetriestudien (BALOTARI-CHIEBAO 2018). KRONE *et al.* (2009) haben allerdings in einer der ersten jemals durchgeführten GPS-Besenderung eines Seeadlers eine durchschnittliche tägliche (Flug)Aktivität von 33,1 % ermittelt. Aufgrund der geringen Positionsabfragerate von nur drei Signalen pro Tag wird jedoch die von TIKKANEN *et al.* (2018) ermittelte Größenordnung als plausibel angesehen. Die tägliche Flugaktivität wird für die Berechnung daher mit 11 % festgelegt.

Die meisten Flüge von Seeadlern finden bis zu einer Höhe von 200 m über dem Grund statt (BALOTARI-CHIEBAO 2018). Die von TIKKANEN *et al.* (2018) besenderten Tiere hielten sich während des Flugs zu 29 % in Höhen zwischen 50 und 200 m auf. Auch während der PROGRESS-Studie wurde festgestellt, dass 29 % aller Flüge des Seeadlers in Rotorhöhe stattgefunden haben (GRÜNKORN *et al.* 2016). Dort fand im Gegensatz zu den Aussagen von BALOTARI-CHIEBAO (2018) ein größerer Anteil der Flüge auch in größeren Höhen statt, allerdings bei einem deutlich geringeren Datenumfang. In der Zusammenstellung von BUSSE (2013) fanden von 433 Flugbewegungen 35,6 % in Rotorhöhe statt, 56,1 % darunter. Für den Bereich zwischen 75 und 250 m wird konservativ ein Anteil von 30 % angenommen.

Der Aktionsraumgröße von Seeadlern ist stark abhängig von der Nahrungsverfügbarkeit (KRONE *et al.* 2017). Während einer Raumnutzungsanalyse in Brandenburg nutzten die Seeadler im Zeitraum zwischen Ende Februar und Mitte Juli einen Radius von 2 km um den Horst für eine Vielzahl an ungerichteten Flügen und Thermikkreisen. Flüge in größere Entfernung fanden überwiegend zielgerichtet in Richtung der Hauptnahrungsgebiete statt (Loske (2017 zit. in LANGGEMACH & DÜRR 2020)). Die Aktionsräume von 8 territorialen GPS-markierten Seeadlern in NO-Deutschland umfassten im Mittel 11,9 km<sup>2</sup> (95 % Kernel), was unter idealisierter Annahme eines kreisförmigen Aktionsraums einem Radius von ca. 2.000 m entsprechen würde. Drei besenderte Seeadler haben im Durchschnitt 80 % ihre Flüge bis zu einer Entfernung von 3.000 m zum Horst durchgeführt (KRONE *et al.* 2017). Diese Angaben decken sich mit der Aufenthaltswahrscheinlichkeit subadulte Seeadler in unterschiedlichen Entfernungen zum Nest von BALOTARI-CHIEBAO (2018). Unter extrem schlechten Bedingungen kann der Anteil von 80 % aller Flugbewegungen auch erst in über 8.000 m erreicht werden (KRONE *et al.* 2017).

Auf Grundlage der zitierten Quellen wird angenommen, dass bis zu einer Entfernung von 3.000 m zum Nest etwa 80 % aller Flüge stattfinden (s. Abbildung 15). Die Aufenthaltswahrscheinlichkeit je 100 Meter nimmt kontinuierlich ab (BALOTARI-CHIEBAO 2018), sodass die Kurve in weiterer Entfernung allmählich abflacht. Diese Abflachung bis zu einer

Entfernung von 3.000 m stellt sich jedoch nicht so stark dar wie beim Rotmilan, für den in dieser Distanz bereits eine fast vollständige Abdeckung aller Flüge angenommen wird (s. Abbildung 12). Im Falle des Seeadlers verlaufen noch ca. 20 % der Flüge bis in weitere Distanzen als 3.000 m. Die Aufenthaltswahrscheinlichkeiten verteilen sich somit entsprechend des Flugverhaltens auf einen deutlich größeren Raum als beim Rotmilan.



**Abbildung 15: Aufsummierte durchschnittliche Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Seeadlern in Relation zur Entfernung zum Horst**

Mit einer durchschnittlichen Länge von 0,85 m und einer mittleren Fluggeschwindigkeit von 13,8 m/s ergibt sich eine Kollisionswahrscheinlichkeit von 13,1 % pro Durchflug.

Für den Seeadler wird eine Ausweichrate von lediglich 95 % angenommen (SNH 2018). So zeigen die Tiere im Vergleich zu anderen Arten kein klares Ausweichverhalten (DAHL *et al.* 2013), was mit der festgestellten hohen relativen Kollisionsbetroffenheit der Art korrespondiert (siehe Kap. 3.2.2).

### Fischadler

Die Aufenthaltsdauer des Fischadlers im Brutgebiet ist geschlechterspezifisch unterschiedlich. Beide Geschlechter erreichen die mitteleuropäischen Brutplätze etwa Anfang März, die Weibchen brechen allerdings schon im August in Richtung ihrer Überwinterungsquartiere auf, wohingegen die Männchen teilweise noch bis in den Oktober anwesend sind, um die Jungtiere bis zu deren Abzug mit Nahrung zu versorgen (MEYBURG *et al.* 2018). Vorsorglich wird ein

Aufenthaltszeitraum vom 01. März bis zum 30. September angenommen, dies entspricht einem Anteil von 58,6 % des gesamten Jahres.

LEVENSON (1979) stellte während mehrerer hundert Stunden Beobachtungen von kalifornischen Fischadlern während der Brutzeit fest, dass die tägliche Flugaktivität von Männchen und Weibchen deutlich unterschiedlich ist. Bis zum Flüggewerden der Jungtiere verbrachten die Weibchen nur etwa 2 – 6 % des Tages im Flug. Zum Ende der Brutzeit stieg der Anteil auf 28 % deutlich an. Die tägliche Flugaktivität des Männchens schwankte weniger stark im Verlauf der Brutzeit und liegt im Durchschnitt bei rund 25 %. Die geschlechterspezifischen Unterschiede korrespondieren stark mit den durchschnittlich zurückgelegten Distanzen während der Brutzeit (MEYBURG *et al.* 2018). Vorsorglich wird der Anteil der Flugaktivität während eines ganzen Tages auf 20 % festgelegt.

Bei einem in Mecklenburg-Vorpommern besenderten Männchen wurden Flughöhen bis 745 m über NN gemessen (MEYBURG & MEYBURG 2013). Die absolute Flughöhe ist vergleichbar mit derer des Schreiadlers. In der Zusammenstellung von BUSSE (2013) fanden von elf beobachteten Flugbewegungen vier in Rotorhöhe statt, keine in größeren Höhen. Vorsorglich wird der Anteil an Flügen im Bereich zwischen 75 und 250 m Höhe wie beim Schreiadler mit 50 % angenommen.

Der Aktionsraum von Fischadlern wird maßgeblich von der Entfernung der nächstgelegenen Seen beeinflusst. In Nordbrandenburg besenderte Fischadler legten im Durchschnitt  $2,3 \pm 0,7$  km bis zum nächstgelegenen See zurück (SCHMIDT 1999). Entsprechend der Verteilung von Nahrungshabitaten um den Brutplatz können auch deutlich weitere Entfernungen zurückgelegt werden (16 km in MEYBURG & MEYBURG 2013). Weibchen entfernen sich während der Brutzeit selten weiter als 1.000 m vom Horst, bei den Männchen finden immerhin rund 50 % der Flüge bis zu dieser Distanz statt (MEYBURG *et al.* 2018). Die Umgebung des Horsts wird bis in eine Entfernung von ca. 1.000 m zudem intensiver für Thermikkreisen genutzt (Rohde (2017) zit. in LANGGEMACH & DÜRR 2020). Die Größe des durchschnittlichen Aktionsraums ist vergleichbar mit derjenigen des Rotmilans, die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in den einzelnen Entfernungsradien wird daher annäherungsweise mit der Darstellung aus Abbildung 12 gleichgesetzt. Die weiteren Parameter der Flugaktivität unterscheiden sich hingegen, sodass sich andere artspezifische Kollisionswahrscheinlichkeiten ergeben.

Mit einer durchschnittlichen Länge von 0,60 m und einer mittleren Fluggeschwindigkeit von 13,3 m/s ergibt sich eine Kollisionswahrscheinlichkeit von 12,1 % pro Durchflug.

Als Ausweichrate wird standardmäßig ein Wert von 98 % angenommen (SNH 2018).

### Schreiadler

Schreiadler erreichen ihr Brutgebiet erst im April und brechen im September bereits wieder in Richtung ihrer Überwinterungsgebiete auf. Im Zeitraum 2011 bis 2017 erreichten besenderte Schreiadler ihre estländischen Brutgebiete am 18. April und verließen sie wieder am 19. September (VÄLI 2017). Für die Berechnungen wird von einer Anwesenheit im Brutgebiet

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

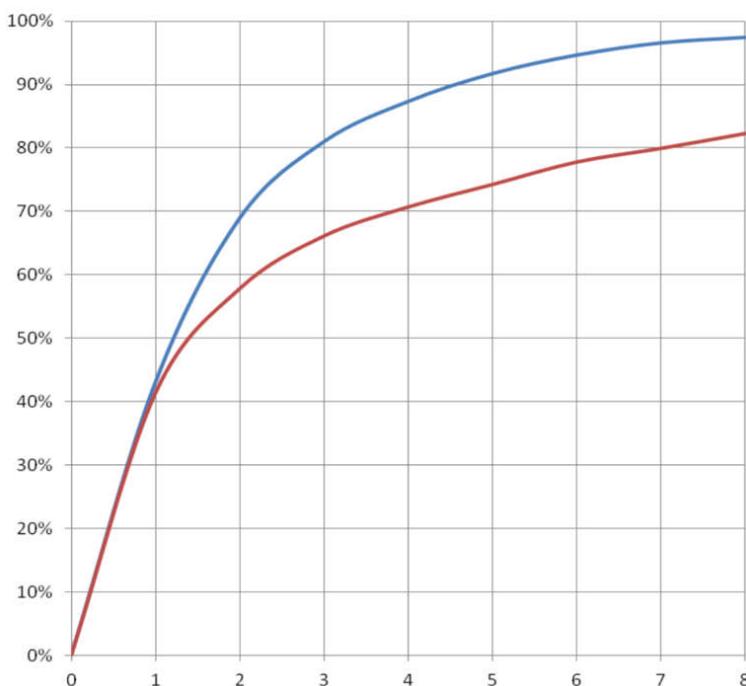
The Regional Planning and  
Environmental Research Group

vom 01. April bis zum 30 September eines jeden Jahres ausgegangen. Das entspricht einer Dauer von 183 Tagen und somit einem Anteil von 50,1 % des gesamten Jahres.

Im Vergleich zum Seeadler verbringt der kleinere Schreiadler deutlich größere Anteile des Tages im Flug. GRASZYNSKI *et al.* (2002) ermittelten einen Anteil von rund 40 %, dies deckt sich mit der Angabe von 48,9 % von MEYBURG *et al.* (2017). Für die Berechnungen wird ein durchschnittlicher Wert von 45 % Flugaktivität pro Tag angenommen.

Von den durchgeführten Flügen finden etwa 50 % in einem Bereich zwischen 75 und 250 m statt (MEYBURG *et al.* 2017).

Die Flugaktivität von Schreiadlern verteilt sich zudem vermehrt auf längere Distanzflüge, so entfallen während der Brutzeit im Schnitt nur etwas mehr als 70 % auf Flüge bis zu einer Distanz von 3.000 m (s. Abbildung 16). Insbesondere die Weibchen legen auch Distanzen von über 8.000 m zurück. Ähnlich wie beim Seeadler und Rotmilan ist die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in geringerer Entfernung vom Brutplatz zunächst vergleichsweise hoch. Ab einer Entfernung von 2.000 m flachen die Kurven merklich ab. Allerdings liegt die aufsummierte Aufenthaltswahrscheinlichkeit auch in 8.000 m noch deutlich unter 100 % (beide Geschlechter gemittelt etwa 90 %). Dies hat zur Folge, dass sich die gesamten Aufenthaltswahrscheinlichkeiten auf einen deutlich größeren Raum verteilen als im Vergleich zu den übrigen betrachteten Arten (Seeadler = 80 % der Flüge bis 3.000 m Entfernung, Rotmilan 99 %).



**Abbildung 16: Aufsummierte durchschnittliche Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Schreiadlern in Relation zur Entfernung zum Horst**

Quelle: MEYBURG & MEYBURG (2017); rot = Weibchen, blau = Männchen; X-Achse = Entfernung zum Horst in Kilometer

Als Fluggeschwindigkeit des Schreiadlers wird ein Wert von 13 m/s angenommen. Für diese Art findet sich kein eigener Eintrag in ALERSTAM *et al.* (2007), daher wird annäherungsweise ein vergleichbarer Wert wie für andere Adlerarten verwendet. Mit einer durchschnittlichen Länge von 0,6 m und einer mittleren Fluggeschwindigkeit von 13 m/s ergibt sich eine Kollisionswahrscheinlichkeit von 12,3 % pro Durchflug.

Als Ausweichrate wird standardmäßig ein Wert von 98 % angenommen (SNH 2018).

### Rotmilan

Die Brutdauer von Rotmilanen in Deutschland und damit der potenzielle Aufenthalt in Umgebung zu WEA erstreckt sich über einen Zeitraum von Anfang März bis Ende September (HEUCK *et al.* 2019b; SPATZ *et al.* 2019). Der für die Berechnungen verwendete Zeitraum wird festgelegt auf den 01. März bis zum 30. September. Die 214 Tage andauernde Brutzeit entspricht 58,6 % eines ganzen Jahres.

In der Telemetriestudie von HEUCK *et al.* (2019b) wurde eine durchschnittliche Flugaktivität von 24,01 % pro Tag ermittelt. Während des Fluges halten sich die Tiere 38,8 % in der kritischen Höhe von 75 bis 250 m über dem Grund auf.

Die durchschnittliche angenommene Aufenthaltswahrscheinlichkeit in den verschiedenen Entfernungsklassen ähnelt dem Verlauf aus Abbildung 12 und ist vergleichbar mit den Angaben aus HÖTKER *et al.* (2017). Im Vergleich zu Arten wie See- oder Schreiadler konzentrieren sich die Flüge des Rotmilans stärker auf eine Entfernung bis zu 3 km vom Brutplatz, weiter Distanzen werden jedoch ebenfalls erreicht.

Als durchschnittliche Länge eines Rotmilans wird 0,65 m angesetzt. Während der Identiflight Testphase wurde mit sekundlichen Datenpunkten eine durchschnittliche Fluggeschwindigkeit von 8,4 m/s ermittelt (REICHENBACH *et al.* in prep.). Dadurch ergibt sich ein theoretischer Wert von 0,192 Kollisionen pro Durchflug.

Für den Rotmilan wird eine Ausweichrate von 99 % angenommen (URQUHART & WHITFIELD 2016).

### Weißstorch

Weißstörche erreichen ihre Brutplätze in Europa zwischen Anfang März und Anfang April und sammeln sich ab Mitte August, um gemeinsam wieder nach Süden in die Überwinterungsquartiere aufzubrechen (KAATZ *et al.* 2017). Es wird ein Zeitraum vom 01. März bis 31. August als Aufenthaltszeitraum festgelegt, dies entspricht einem Anteil von 50 % des gesamten Jahres.

Die durchschnittliche Flugaktivität pro Tag kann als gering angenommen werden. Zwar sind die Altvögel während der Jungenaufzucht intensiv damit beschäftigt die Jungen zu versorgen, die eigentliche Jagd in den nah gelegenen Nahrungshabitaten findet allerdings größtenteils schreitend am Boden statt (KAATZ *et al.* 2017). Die tägliche Flugaktivität wird mit 15 % beziffert.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Um weitere Distanzen zurückzulegen schrauben sich Weißstörche mit Hilfe von Thermikflügen in größere Höhen. Die häufigeren Nahrungsflüge finden hauptsächlich in geringen Höhen statt und überbrücken gezielt die Entfernung vom Nest zum Nahrungshabitat. TRAXLER *et al.* (2013) haben beobachtet, dass 22 % der Nahrungsflüge in einer Höhe zwischen 50 und 150 m erfolgen. Für den Bereich von 75 bis 250 m wird ein Anteil von 30 % angenommen.

Weißstörche fliegen während der Brutzeit nur selten weiter als 3.000 m vom Horst entfernt. Der Großteil der Nahrungshabitate befindet sich in einer Entfernung bis 2.000 m um den Brutplatz (LANGGEMACH & DÜRR 2020). Die Größe des durchschnittlichen Aktionsraums ist vergleichbar mit der des Rotmilans, die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in den einzelnen Entfernungsradien wird daher annäherungsweise mit der Darstellung aus Abbildung 12 gleichgesetzt. Die weiteren Parameter der Flugaktivität unterscheiden sich, sodass sich jeweils artspezifische Kollisionswahrscheinlichkeiten ergeben.

Mit einer Länge von 1,05 m und einer Fluggeschwindigkeit von 16,0 m/s beträgt das durchschnittliche Kollisionsrisiko pro Rotordurchflug 12,5 %.

Als Ausweichrate wird standardmäßig ein Wert von 98 % angenommen (SNH 2018).

### Schwarzmilan

Im Vergleich zu seinem nahen Verwandten, dem Rotmilan, erreicht der Schwarzmilan seine Brutgebiete erst einige Tage bis Wochen später (WALZ 2005). Der Wegzug ist Ende September vollständig abgeschlossen. Es wird ein Zeitraum vom 15. März bis 30. September als Aufenthaltszeitraum festgelegt, dies entspricht einem Anteil von 54,8 % des gesamten Jahres.

Die Flugaktivität des Schwarzmilans ist mit derer des Rotmilans vergleichbar. Im Verlauf der Brutzeit ist die tägliche Flugaktivität geschlechterspezifisch sehr unterschiedlich. Während die Männchen größere Strecken zurücklegen (Aktionsraum bis 61 km<sup>2</sup>), um genügend Futter für die Jungtiere zu beschaffen (WALZ 2008; MEYBURG & MEYBURG 2009), halten sich die Weibchen während des Brütens überwiegend am Horst auf und unternehmen lediglich Flüge in wenigen hundert Metern Entfernung (WALZ 2008; MAMMEN & MAMMEN 2020). Die Größe des durchschnittlichen Aktionsraums ist vergleichbar mit der des Rotmilans, die Aufenthaltswahrscheinlichkeit in den einzelnen Entfernungsradien wird daher annäherungsweise mit der Darstellung aus Abbildung 12 gleichgesetzt.

Aufgrund des ähnlichen Verhaltens beider Milan-Arten und der deutlich besseren Datengrundlage des Rotmilans wird als tägliche Flugaktivität ebenfalls ein Wert von 24,05 % angenommen.

In der PROGRESS-Studie wurden rund 40 % der Flüge von Schwarzmilanen in Rotorhöhe festgestellt (GRÜNKORN *et al.* 2016). Dieser Wert ist vergleichbar mit dem des Rotmilans für den Bereich zwischen 75 und 250 m über dem Grund und wird daher für die probabilistischen Berechnungen verwendet. Ebenfalls wird angenommen, dass die Verteilung der

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Aufenthaltswahrscheinlichkeit in den einzelnen Entfernungsradien mit der des Rotmilans vergleichbar ist.

Mit einer Länge von 0,55 m und einer Fluggeschwindigkeit von 11,7 m/s beträgt das durchschnittliche Kollisionsrisiko pro Rotordurchflug 13,3 %.

Als Ausweichrate wird aufgrund erwartbar ähnlichem Ausweichverhalten der gleiche Wert von 99 % wie für den Rotmilan angenommen.

Aufgrund artspezifisch unterschiedlicher Werte für die Aufenthaltsdauer im Brutgebiet, der durchschnittlichen Flughöhe und dem durchschnittlichen Kollisionsrisiko pro Rotordurchflug ergeben sich im Vergleich zum Rotmilan dennoch unterschiedliche Kollisionswahrscheinlichkeiten (s. Tabelle 11).

### Übersicht

In Tabelle 11 ist für die vorgenannten Arten die ermittelte Kollisionswahrscheinlichkeit pro Jahr und Anlage in Relation zur Entfernung vom Brutplatz in 100 m-Schritten aufgeführt.

**Tabelle 11: Kollisionswahrscheinlichkeit pro Jahr und Anlage in Relation zur Entfernung**

Entfernung [m]	Kollisionswahrscheinlichkeit pro Jahr und Anlage [%]					
	Seeadler	Fischadler	Schreiadler	Rotmilan	Weißstorch	Schwarzmilan
100	71,17	115,54	91,12	47,17	46,30	56,87
200	21,78	23,11	30,37	9,43	9,26	11,37
300	12,78	13,86	18,22	5,66	5,56	6,82
400	8,93	9,90	13,02	4,04	3,97	4,87
500	6,79	7,70	10,12	3,14	3,09	3,79
600	5,42	6,30	8,28	2,57	2,53	3,10
700	4,48	5,33	7,01	2,18	2,14	2,62
800	3,79	4,62	6,07	1,89	1,85	2,27
900	3,26	4,08	5,36	1,66	1,63	2,01
1000	2,84	3,65	4,80	1,49	1,46	1,80
1100	2,50	2,75	3,25	1,12	1,10	1,35
1200	2,22	2,51	2,97	1,03	1,01	1,24
1300	1,99	1,85	1,82	0,75	0,74	0,91
1400	1,79	1,28	1,69	0,52	0,51	0,63
1500	1,62	1,20	1,57	0,49	0,48	0,59
1600	1,46	0,75	1,47	0,30	0,30	0,37
1700	1,33	0,70	1,38	0,29	0,28	0,34
1800	1,22	0,33	1,30	0,13	0,13	0,16
1900	1,11	0,31	1,23	0,13	0,13	0,15

Entfernung [m]	Kollisionswahrscheinlichkeit pro Jahr und Anlage [%]					
	Seeadler	Fischadler	Schreiadler	Rotmilan	Weißstorch	Schwarzmilan
2000	1,02	0,30	1,17	0,12	0,12	0,15
2100	0,93	0,28	1,11	0,12	0,11	0,14
2200	0,86	0,27	1,06	0,11	0,11	0,13
2300	0,79	0,26	1,01	0,10	0,10	0,13
2400	0,72	0,25	0,97	0,10	0,10	0,12
2500	0,67	0,24	0,93	0,10	0,09	0,12
2600	0,61	0,23	0,89	0,09	0,09	0,11
2700	0,56	0,22	0,86	0,09	0,09	0,11
2800	0,52	0,11	0,83	0,04	0,04	0,05
2900	0,47	0,10	0,80	0,04	0,04	0,05
3000	0,43	0,10	0,77	0,04	0,04	0,05

#### 4.1.3 Populationsbiologischer Mortalitäts-Grenzwert

Alle wildlebenden Tierarten sind verschiedenen natürlichen sowie anthropogenen Einflüssen ausgesetzt, welche die Mortalität bestimmen. Zu den natürlichen Mortalitätsrisiken zählen beispielsweise die Gefahr zu verhungern oder Beute eines Räubers zu werden (KOLBE *et al.* 2019). Zu den anthropogenen Mortalitätsrisiken zählen direkte Tötungsursachen wie die (illegale) Jagd oder indirekte Tötungsursachen wie Kollisionen mit Verkehr oder Infrastruktur. Die Mortalität ergibt sich aus der Kombination aller Tötungsursachen und ist art- und altersklassenspezifisch. Juvenile Individuen einer Art sind in der Regel einem viel höheren Risiko ausgesetzt während eines Jahres zu sterben als ältere Artgenossen. Erst im hohen Alter nimmt die Sterblichkeit aufgrund von Altersschwäche wieder zu. Große, langlebige Arten besitzen in der Regel eine geringere Mortalitätsrate als kleine, kurzlebige Arten.

Neben der hohen Bedeutung von adulten Kollisionsopfern spielt bei Arten mit geringen Reproduktionsvermögen auch eine erhöhte Mortalität von den ohnehin natürlicherweise stärker gefährdeten Jungtieren eine Rolle. SERGIO *et al.* (2020) konnten mit Hilfe von Populationsmodellen berechnen, dass die Mortalität von juvenilen Rotmilanen eine ebenso große Rolle für den Erhalt der Populationen hat wie diejenige von Altvögeln.

Für einige Vogelarten liegen aufgrund von Beringungen detaillierte Informationen zur Mortalität der unterschiedlichen Altersklassen vor. DE PASCALIS *et al.* (2020) haben für sechs in Europa und Deutschland heimische Greifvogelarten nachgewiesen, dass die Mortalität seit 1979 (mit Verabschiedung der EU-Vogelschutzrichtlinie) insgesamt signifikant zurückgegangen ist, der Einfluss von indirekter anthropogener Mortalität (z.B. durch Kollisionen) für alle betrachteten Arten jedoch zugenommen hat. Für den Mäusebussard und den Schwarzmilan macht diese Form der Mortalität inzwischen den größten Teil aus. Aufgrund ihrer Langlebigkeit, niedrigen Reproduktionsrate sowie vergleichsweise späten Geschlechtsreife sind Greifvogelpopulationen weiterhin in besonderem Maße durch (anthropogen) erhöhte Mortalität gefährdet (OWENS &

BENNETT 2000; SERGIO *et al.* 2008; WATSON *et al.* 2018). Während kurzlebige, sich schnell fortpflanzende Arten größere Verluste in der Regel kompensieren können, ist eine zusätzliche Mortalität für langlebige Arten mit niedrigen Fortpflanzungsraten überwiegend als additiv zu verstehen (PERON 2013).

Mit Hilfe von Populationsmodellen kann die Entwicklung von Populationen vorhergesagt werden. Als Variablen fließen in die Modelle Angaben zur Populationsstruktur (Altersverteilung) sowie zur Überlebens- und Fortpflanzungswahrscheinlichkeit ein. So konnten BELLEBAUM *et al.* (2013) mittels systematischer Kollisionsopfersuche unter WEA ein populationsgefährdendes Ausmaß von 4 % zusätzlicher Mortalität durch Kollisionen für den Rotmilan in Brandenburg berechnen. Basierend auf Matrix-Populationsmodellen wurde innerhalb des PROGRESS-Projekts der Grenzwert an zusätzlicher Mortalität für verschiedene Populationen des Mäusebussards, des Rotmilans und des Kiebitz berechnet (GRÜNKORN *et al.* 2016). In Abhängigkeit der Wachstumsrate der betrachteten Populationen lag der verkräftbare Grenzwert an zusätzlicher Mortalität für stabile bis leicht wachsende Bestände im Bereich von 0,7 bis 4,0 %.

Während bei stark wachsenden Populationen die Werte für zusätzliche Mortalität prinzipiell höher sein können, bis es zu einem Bestandsrückgang kommt, sind gefährdete Populationen bereits bei äußerst moderaten Zunahmen der Mortalität von stärkeren Populationsrückgängen betroffen. So haben SCHIPPERS *et al.* (2020) Modellierungen durchgeführt, wie sich Vogelpopulationen durch eine angenommene Erhöhung der Mortalität um 15 % im Vergleich zur natürlichen Mortalität entwickeln. Zu dem untersuchten Artenspektrum gehörten neben den Greifvögeln Rohrweihe und Seeadler auch Weißstorch, Uferschnepfe, Löffler, Flussseseschwalbe und Star. Die Berechnungen haben ergeben, dass bereits bei einer zusätzlichen Mortalität von einem Prozent mit geringen Bestandsrückgängen innerhalb von 10 Jahren zu rechnen sind. Die Autoren konnten belegen, dass langlebige Arten mit geringem Reproduktionsvermögen besonders sensibel auf zusätzliche Mortalität reagieren. Kurzlebige Arten mit hohem Reproduktionsvermögen wie der Star können jedoch ebenfalls starke Einbußen bei der Bestandsentwicklung erfahren, allerdings erst bei im Vergleich zu den kleinen Populationen von Greifvögeln sehr viel größeren Anzahl an Kollisionen (SCHIPPERS *et al.* 2020).

Ein Schwellenwert von maximal 1 % additiver Mortalität auf Populationsebene existiert bereits in Form des „ORNIS-Kriteriums“ (KOMMISSION 2004; BELLEBAUM 2020). Das Kriterium beruht auf der Annahme, dass ein zusätzlicher Verlust von unter 1 % der gesamten jährlichen Sterblichkeitsrate einer Tierart keine negativen Auswirkungen auf den Erhaltungszustand hat (BACKES 2018). Auf der Basis der Berechnungen von SCHIPPERS *et al.* (2020) wird im Folgenden für die betrachteten Arten ein Grenzwert von < 1 % zusätzlicher Mortalität bezogen auf den deutschen Gesamtbestand festgelegt. Sind jedoch nur Teile dieses Bestandes betroffen, kann die zusätzliche Mortalität für diesen Teil höher sein, sofern zur Einhaltung der Ziele der EU-Vogelschutzrichtlinie in der Gesamtbetrachtung der Grenzwert von 1 % eingehalten wird. Für den Schreiadler wird jedoch aufgrund der äußerst hohen Bedeutung zusätzlicher Mortalität (MGI 1.2) ein Grenzwert von < 0,75 % festgelegt. Damit wird der hohen Gefährdung der Art in Deutschland, der geringen Bestandsgröße sowie der geringen Reproduktionsrate von nur 0,64 Jungvögeln pro Brutpaar und Jahr (SCHELLER & FRANKE 2020) Rechnung getragen.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Im Weiteren wird die in Kap. 4.1.2 probabilistisch ermittelte Kollisionswahrscheinlichkeit, die sich im Prinzip nur auf ein Individuum bezieht, mit der erwarteten zusätzlichen Mortalitätsrate für die betroffene Teilpopulation gleichgesetzt. Dies wird mit der Annahme begründet, dass eine flächige Anwendung des hier erarbeiteten Regelungsvorschlags zu einer gleich großen Risikoerhöhung für alle betroffenen Individuen führt, was im Ergebnis zu einer entsprechenden Mortalitätserhöhung für diesen Teil des Bestandes führt.

Dabei gilt es allerdings zu berücksichtigen, dass auch zukünftig bei weitem nicht jedes Individuum einer Population im näheren Umfeld von WEA brüten wird. Mit Stand Ende 2014 bis Anfang 2016 (Unterschiede je nach Bundesland) berechneten BUSCH *et al.* (2017), dass sich knapp 10 % der Gesamtpopulation des Rotmilans in Deutschland im Einflussbereich von WEA befinden. Dabei wurden gemäß den Angaben aus LAG VSW (2015) Entfernungen bis 1.500 m vom Brutplatz als potenziell kollisionsträchtig angesehen. Im Vergleich zu den anderen betrachteten windkraftsensiblen Arten sind aktuell nur die Populationen von Schreiadler, Schwarzstorch und Großtrappe deutlich stärker durch WEA beeinflusst als die des Rotmilans (s. Tabelle 9).

Nachfolgend soll beispielhaft für den Rotmilan derjenige Anteil der Gesamtpopulation abgeschätzt werden, welcher sich bei fortschreitendem Ausbau der Windenergienutzung im näheren Umfeld zu WEA befinden kann und somit potenziell einen höheren Kollisionsrisiko ausgesetzt ist als der Rest der Population. Entsprechend des betroffenen Anteils kann daraufhin der populationsbiologische Mortalitäts-Grenzwert angepasst werden. Ziel ist weiterhin die zusätzliche anthropogene Mortalität durch Kollisionen mit WEA im Hinblick auf den deutschen Gesamtbestand auf < 1 % zu beschränken.

Seit Ende 2014 hat sich die Anzahl der onshore WEA in der gesamten Bundesrepublik Deutschland von 24.867 um rund 20 % auf 29.608 (Stand Ende 2020) erhöht<sup>9</sup>. Um seine Klimaziele zu erreichen, muss Deutschland bis zum Jahr 2050 rund 1.000 Terrawattstunden Strom pro Jahr aus erneuerbaren Energien erzeugen (ACATECH 2017; PROGNOSE *et al.* 2020). Ein Großteil davon soll auf die Windenergie an Land entfallen. Unter Berücksichtigung der Leistungssteigerungen moderner WEA kann hierfür eine Anlagenzahl zwischen 37.000 und maximal 65.000 erwartet werden.<sup>10</sup>

Zum Stichtag 31.12.2017 waren rund 3.131 km<sup>2</sup> in Deutschland für die Windenergienutzung ausgewiesen, das entspricht in etwa 0,9 % der Landesfläche (UBA 2019). Davon tatsächlich durch Windenergie genutzt werden bisher nur 60 %. Um die klimapolitischen Ziele zu erreichen wird ein Anteil von 2 % der Landesfläche für onshore Windenergie angestrebt.

Unter der Annahme, dass der Anteil der durch WEA beeinflussten Rotmilanpopulation in gleichem Ausmaß wie die Anzahl von WEA gewachsen ist, kann für Ende 2020 von einem betroffenen Anteil von rund 12 % der Gesamtpopulation ausgegangen werden. Bei einem

---

<sup>9</sup> <https://www.wind-energie.de/themen/zahlen-und-fakten/deutschland/> (abgerufen am 23.03.2021)

<sup>10</sup> <https://www.naturschutz-energiewende.de/aktuelles/flaechenverfuegbarkeit-fuer-die-energiewende/> (abgerufen am 20.03.2021)

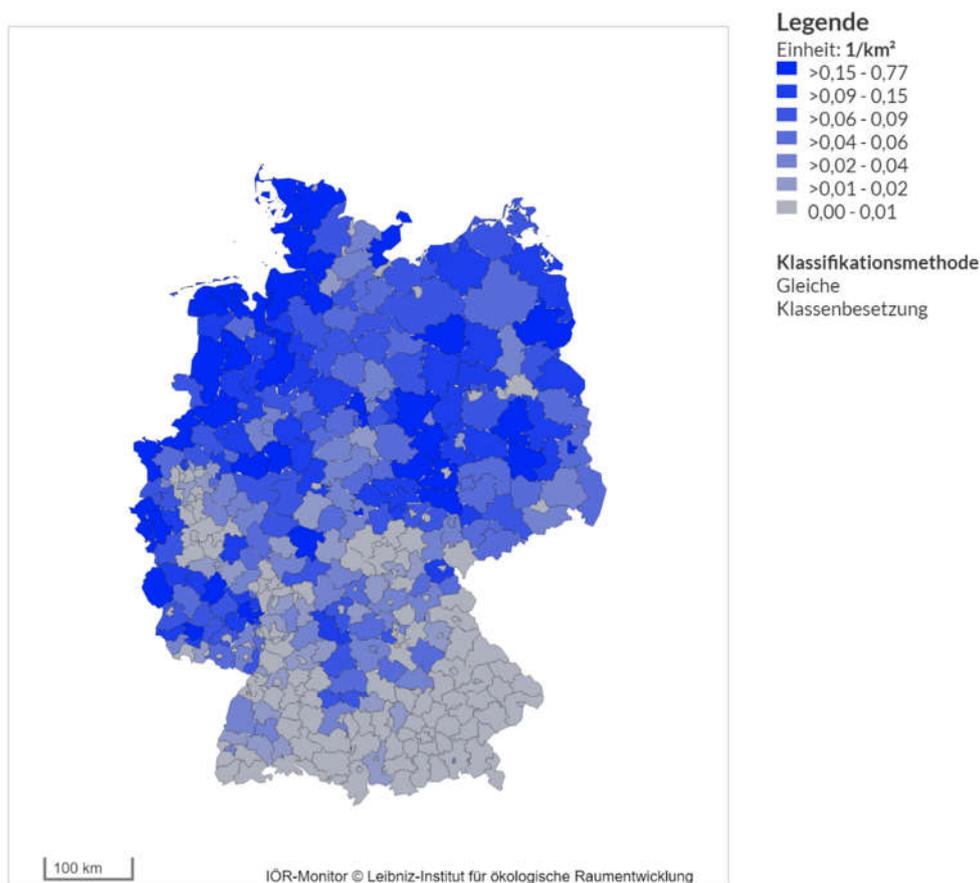
## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

angenommenen linearen Zusammenhang zwischen beeinflusster Population und Windenergieausbau würde der Anteil im Jahr 2050 etwa 26 % betragen.

Allerdings sind aktuell weder die Dichte an WEA noch die Dichte von Brutpaaren des Rotmilans in Deutschland gleichmäßig über die gesamte Landesfläche verteilt. Abbildung 17 zeigt, dass sich die Windenergie bislang hauptsächlich auf die nördlichen zwei Drittel Deutschlands konzentriert. Das Vorkommen des Rotmilans konzentriert sich hingegen auf Mittel- und Ostdeutschland sowie auf den Südwesten (s. Abbildung 18).



### Information zum Indikator

Anzahl Windkraftanlagen (onshore) je Gebietseinheit

### Datengrundlage

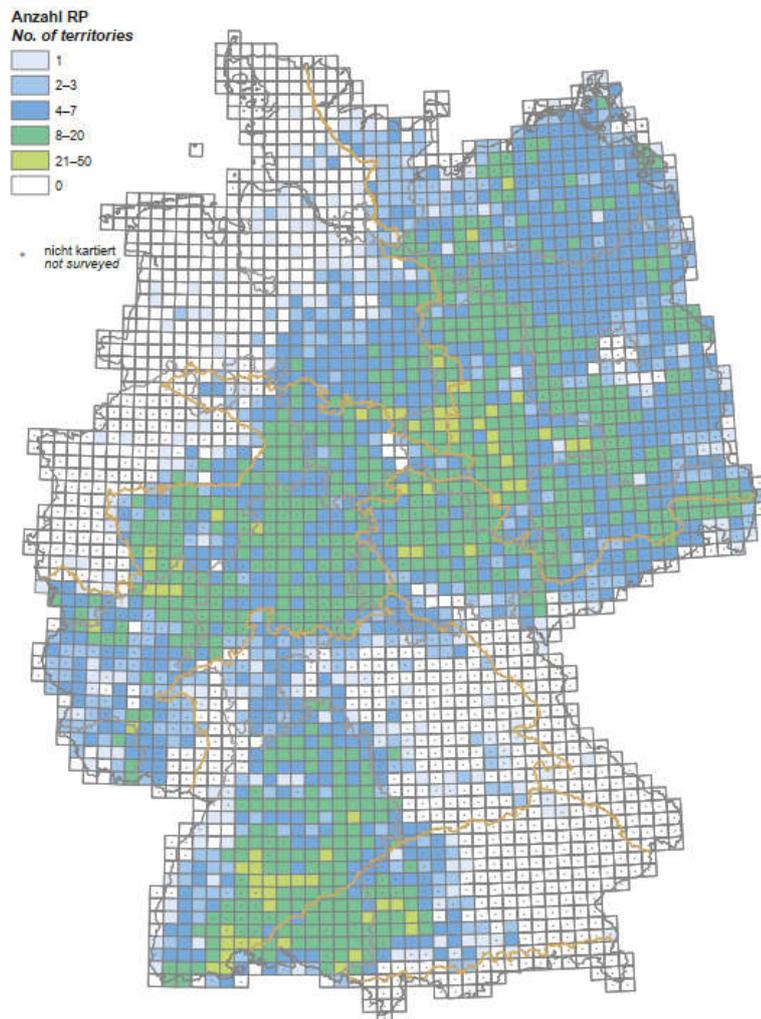
© GeoBasis-DE / BKG (2021) Gebietsstand: 31.12.2019

**Abbildung 17: Windkraftanlagendichte pro km<sup>2</sup> im Jahr 2019 auf Landkreisebene**  
Quelle: <https://www.ioer-monitor.de/>

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group



**Abbildung 18: Verbreitung des Rotmilans in Deutschland 2010-2014** RP = Revierpaare. Die orangefarbene Linie zeigt die naturräumlichen Großlandschaften Deutschlands  
 Quelle: KATZENBERGER (2019)

Insbesondere der Windenergieausbau in den Kernverbreitungsgebieten Hessen, Thüringen und Sachsen-Anhalt führt aufgrund dieser Ungleichverteilung dazu, dass trotz eines insgesamt nur geringen in Anspruch genommenen Anteils von weniger als 1 % der Landesfläche bereits gut 10 % der Rotmilanpopulation in Deutschland in der näheren Umgebung von WEA brütet.

Als wirksames Schutzinstrument für ungleichmäßig verteilte Arten wie dem Rotmilan können auf Ebene der Regionalplanung sogenannte Dichtezentren ausgewiesen und von WEA freigehalten werden (TU BERLIN 2015). Für derartige Schwerpunkträume wird davon ausgegangen, dass die darin lebenden Bestände als Quellpopulationen fungieren und somit i. d. R. ein Überschuss an Nachwuchs produziert wird. Dieser Überschuss kann Verluste in anderen Regionen mit geringeren Dichten und schlechterer Habitataignung ausgleichen.

NAGEL *et al.* (2019) haben für Sachsen-Anhalt ermittelt, dass die ausgewiesenen Dichtezentren auf knapp 14 % der Landesfläche bereits 33 % des Rotmilanbestandes des Bundeslandes beherbergen. Mehrere Bundesländer, darunter Sachsen-Anhalt, Thüringen, Hessen und Baden-Württemberg haben den Ansatz der Ausweisung von Schwerpunkträumen/Dichtezentren auf der Planungsebene gewählt. Dies erfolgte meist für den Rotmilan, teilweise auch für weitere Arten, wie Schwarzmilan, Schwarzstorch oder Seeadler. HAHN (2018) übt Kritik an dem Konzept der Dichtezentren, da dieses aus seiner Sicht den Individuenschutz nicht ausreichend berücksichtige. Dem ist entgegenzuhalten, dass eine Ausweisung auf Planungsebene keinen Ersatz der artenschutzrechtlichen Regelung im Genehmigungsverfahren darstellt. Der europarechtlich verankerte Artenschutz wird durch die Nutzung des planerischen Instruments der Schwerpunkträume nicht angegriffen. Der NABU (2019) unterstützt den Ansatz der Schwerpunkträume und fordert gleichzeitig deren Freihalten von WEA. Mit einem ausführlichen Modell für die generelle Habitateignung in ganz Deutschland widmet sich KATZENBERGER (2019) der Frage, welche verbreitungsbestimmenden Faktoren für den Rotmilan von Relevanz sein könnten. In seiner Modellierung lassen sich "klare Schwerpunkte der Rotmilan-Verbreitung im nordostdeutschen Tiefland sowie den westlichen und südwestlichen Mittelgebirgen" feststellen. Der Ausweisung von Dichtezentren ist ein vielversprechendes Konzept, um windkraftsensible Arten zu schützen und gleichzeitig den Windenergieausbau voranzubringen und wird derzeit intensiv diskutiert und vorangetrieben.<sup>11</sup> Dementsprechend kann auf der Basis derartiger planerischer Konzepte erwartet werden, dass auch zukünftig große Teile der Populationen bestimmter windkraftsensibler Arten nicht durch WEA beeinflusst werden.

Dennoch ist nicht ausgeschlossen, dass einzelne (Teil-)Populationen (zukünftig) in deutlich größerem Ausmaß in der näheren Umgebung zu WEA brüten. Eine solche Teilpopulation, die bereits jetzt in einem Bereich Deutschlands beheimatet ist, in dem eine sehr hohe Dichte an WEA vorhanden ist, befindet sich im Kreis Paderborn. Die Anzahl der dortigen Rotmilan-Reviere schwankte im Zeitraum 2010 bis 2019 zwischen 66 und 95 und stellt damit ein Schwerpunkt-Vorkommen dieser Art in Nordrhein-Westfalen dar. Die Dichte an WEA betrug 0,38 pro km<sup>2</sup> im Jahr 2016, bis Ende 2019 ist die Dichte noch leicht auf 0,42 WEA pro km<sup>2</sup> angestiegen. In keinem Kreis Nordrhein-Westfalens stehen mehr Anlagen oder ist deren Dichte höher. Im Jahr 2016 befand sich rund ein Drittel der Rotmilan-Reviere im Kreis Paderborn innerhalb einer Entfernung von 1.500 m zur nächstgelegenen WEA (FA WIND 2019), dieser Wert dürfte bis zum Jahr 2021 noch etwas gestiegen sein.

Die Dichte an WEA im Kreis Paderborn übersteigt die Dichte der meisten anderen Städte und Landkreise in Deutschland aktuell um ein Vielfaches, nur vier Kreise oder kreisfreie Städte verfügen zurzeit über eine höhere WEA-Dichte. Durch den künftigen Ausbau der Windenergie könnten noch weitere Gebiete mit ähnlich hohen WEA-Dichten dazu kommen. Für den Kreis Paderborn wird hingegen kein annähernd so starker weiterer Ausbau der Windenergie erwartet wie auf Bundesebene, da die Flächenkapazität weitgehend erschöpft ist. Auf Grundlage der

---

<sup>11</sup> <https://www.nul-online.de/Termine/Terminuebersicht/KNE-Fachgesprach-Mit-Dichtezentren-Artenschutz-und-Windenergieausbau-voranbringen,QULEPTY4MzI4OTQmTULEPTE4MDQ2Mg.html> (abgerufen am 23.03.2021)

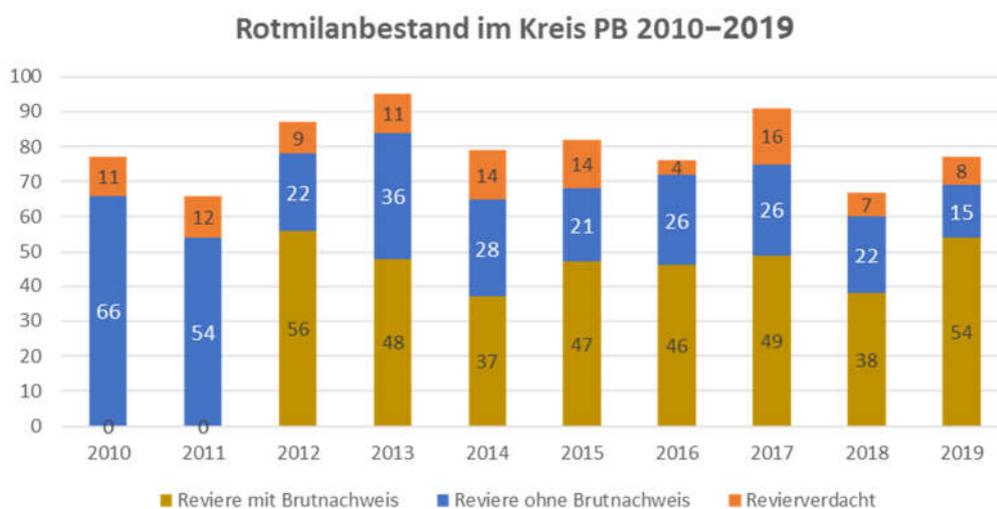
## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Daten des Kreis Paderborns wird als konservativer worst case angenommen, dass sich im Jahr 2050 maximal 50 % von (Teil)Populationen des Rotmilans im näheren Umfeld von WEA befinden könnten. Es ist jedoch wahrscheinlich, dass eine solche Situation wie im Kreis Paderborn, in der ein massiver Ausbau der Windenergie auf eine hohe Brutdichte einer windkraftsensiblen Art trifft, auch zukünftig nur mit sehr wenigen Gebieten in Deutschland vergleichbar ist und eine Extremsituation darstellt.

Es ist in diesem Zusammenhang bemerkenswert, dass der starke Ausbau der Windenergie im Kreis Paderborn im Zeitraum 2010 bis 2019 nicht zu einem Bestandsrückgang des Rotmilans geführt hat (s. Abbildung 19). Die Auswertung mittels linearer Regression haben weder für die Anzahl der Reviere und Bruten noch für den Bruterfolg signifikante Veränderungen nachgewiesen (FA WIND 2019; AUSSIEKER 2020).



**Abbildung 19: Entwicklung des Brutbestands im Kreis Paderborn im Zeitraum 2010/2019**

Quelle: AUSSIEKER (2020); Daten aus BIOLOGISCHE STATION KREIS PADERBORN - SENNE (2019); 2010 und 2011 keine Erfassung der Brut

Es werden allerdings regelmäßig Kollisionen von Rotmilanen mit WEA im Kreis Paderborn gemeldet (BIOLOGISCHE STATION KREIS PADERBORN - SENNE 2018; FA WIND 2019). Die Gründe, warum diese (bisher) nicht zu einem Bestandsrückgang gekommen geführt haben, sind noch ungeklärt. Mögliche Erklärungen könnten sein:

- Zusätzliche Mortalität durch Kollisionen wirkt (noch) nicht bestandsgefährdend;
- Effekte wirken zeitverzögert über einen längeren Zeitraum;
- Verluste werden durch andere Teilpopulationen ausgeglichen;
- Verluste werden durch ansonsten geringe Mortalität und/oder gute Voraussetzungen für Reproduktion kompensiert;
- Es kollidieren weniger die örtlichen Brutvögel, sondern Nichtbrüter oder Durchzügler.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Die Situation des Rotmilans in Paderborn (kein Bestandsrückgang trotz Kollisionsverlusten) ergibt sich in ähnlicher Weise für eine Reihe windkraftsensibler Vogelarten in ganz Deutschland. So nehmen Arten wie See- und Fischadler sowie Wanderfalke und Weißstorch stark zu und Arten wie Rot- und Schwarzmilan sowie Rohr- und Wiesenweihe oder auch Wespenbussard und Baumfalke zeigen zumindest keine deutlichen Bestandsrückgänge (s. Tabelle 8), obwohl die Kollisionsgefährdung durch steigende WEA-Zahlen prinzipiell zunimmt. Möglich ist, dass der Rückgang anderer anthropogener Mortalitätsursachen (Verfolgung, Pestizidbelastung) den Einfluss der Windenergie ausgleicht oder sogar überkompensiert (DE PASCALIS *et al.* 2020).

In BUSCH *et al.* (2017) sowie FA WIND (2019) werden als potenzielle Standorte mit erhöhtem Kollisionsrisiko Rotmilan-Brutplätze definiert, die sich in einem maximalen Abstand von 1.500 m zur nächstgelegenen WEA befinden. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der probabilistischen Abschätzungen in Tabelle 11 ergibt sich etwa bis zu einer Entfernung von 1.200 m ein relevantes Kollisionsrisiko von > 1 %. In weiterer Entfernung liegt das Kollisionsrisiko des Rotmilans deutlich unter 1 %.

Dieser Schwellenwert kann nun wie dargelegt aufgrund folgender Aspekte modifiziert werden:

- Auf Ebene der Regionalplanung können Dichtezentren als reproduktionsstarke Quellpopulationen von WEA freigehalten werden.
- Als worst case kann regional eine Betroffenheit von max. 50 % der Population angenommen werden.
- Bislang sind bei den als windkraftsensibel geltenden Arten keine Bestandsrückgänge festgestellt worden, im Gegenteil zeigen einige Arten starke Zunahmen trotz Kollisionsverlusten.
- Der Nahbereich der Brutplätze soll grundsätzlich freigehalten werden (kein Kollisionsrisiko innerhalb des inneren Schutzabstandes). Für WEA in gewisser Nähe zum Brutplatz werden zusätzliche Schutzmaßnahmen vorgesehen (minimiertes Kollisionsrisiko innerhalb des äußeren Schutzabstandes).
- Bei Entfernungen von mehr als 1.200 m vom Brutplatz sinkt die Kollisionswahrscheinlichkeit ohnehin stark ab.

Der ursprüngliche Ansatz, dass von einem Risiko-Grenzwert für den deutschen Gesamtbestand ausgegangen werden soll, bei dem quasi sämtliche Brutplätze mind. eine WEA in 1.300 m Entfernung aufweisen würden, ist somit nicht sinnvoll. Dazu kommt, dass das Konzept der Stiftung Klimaneutralität auch die Implementierung von Artenhilfsprogrammen vorsieht, die durch eine gezielte Habitatverbesserung von windkraftsensiblen Arten den weiteren Ausbau der Nutzung der Windenergie begleiten sollen.

Auf dieser Grundlage wird im Weiteren der populationsbiologische Mortalitäts-Grenzwert zur Bestimmung der äußeren Schutzabstände für alle Arten (bis auf den Schreiadler) von 1 % auf 2 % angehoben. Dadurch wäre im weitgehend unrealistischen worst case eine Hälfte der Population einem jährlichen Kollisionsrisiko von maximal 0,5 bis 2 % ausgesetzt, das Kollisionsrisiko der

übrigen Hälfte läge deutlich unter 0,5 %. Somit ist trotz der Anpassung gewährleistet, dass die zusätzliche Mortalität der gesamten Population nicht den Wert von 1 % übersteigt.

Im Fall des Schreiadlers befindet sich gemäß BUSCH *et al.* (2017) bereits heutzutage mehr als die Hälfte der Population im Einzugsbereich von WEA. Der Risiko-Grenzwert für diese Art wird daher nicht erhöht, sondern bleibt bei 0,75 % (siehe zum Schreiadler auch Kapitel 4.2.9).

### 4.1.4 Zusammenführung und Ergebnis

Unter Berücksichtigung des angesetzten Mortalitäts-Grenzwerts für die betroffenen Teilpopulationen von < 2 % bzw. < 0,75 % beim Schreiadler ergeben sich durch die probabilistischen Berechnungen artspezifische Abstände zwischen Brutplatz und WEA, bei deren Einhaltung erwartet werden kann, dass es nicht zu einem kollisionsbedingten Bestandsrückgang kommt (vgl. Tabelle 11).

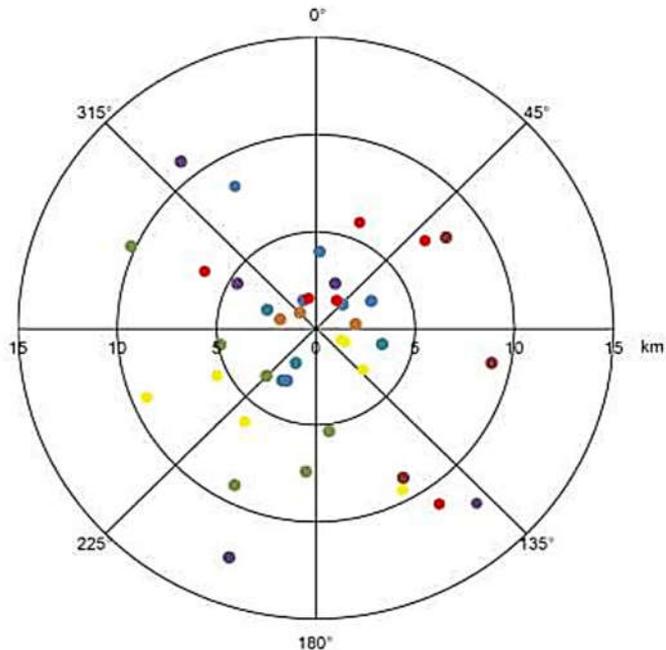
In Tabelle 12 ist in der zweiten Spalte angegeben, ab welcher Entfernung rechnerisch der Grenzwert des Kollisionsrisikos für die jeweilige Art eingehalten wird. Zusätzlich ist jedoch zumindest bei Arten mit Abständen von < 1.000 m zu berücksichtigen, dass das Kollisionsrisiko auf die Rotorspitze zu beziehen ist und nicht auf den Standort des Mastes. Angesichts der Dimensionen moderner (und zukünftiger) WEA erfolgt daher bei Rotmilan und Weißstorch für die Einrechnung der Rotorblattlänge ein Aufschlag von 100 m. Weiterhin wird für die Art mit der höchsten artspezifischen Bedeutung zusätzlicher Mortalität (Schreiadler, siehe Kapitel 3.1.2) und für die Art mit der höchsten relativen Kollisionsbetroffenheit (Seeadler, siehe Kapitel 3.2.2) auf der Grundlage von Kenntnissen zum artenspezifischen Verhalten und zur Raumnutzung (siehe Kapitel 4.1.2.4) eine zusätzliche Qualifizierung vorgenommen.

Beim **Seeadler** hat die bisherige hohe relative Kollisionsbetroffenheit zwar nicht zu einem erkennbaren negativen Einfluss auf das Populationswachstum geführt. Allerdings kann dies auch das Ergebnis der bisherigen räumlichen Standortsteuerung durch Abstandsempfehlungen von i.d.R. mind. 3 km sein (vgl. Leitfäden der Bundesländer Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Brandenburg). Wie in Kapitel 4.1.2.4 dargelegt konzentriert sich das horstnahe Fluggeschehen (ungerichtete Flüge, Thermikkreisen) auf einen Radius von ca. 2 km um den Horst. Dies entspricht den Ergebnissen zur Raumnutzung von acht territorialen GPS-markierten Seeadlern in NO-Deutschland unter idealisierter Annahme eines kreisförmigen Aktionsraums (KRONE *et al.* 2017). Eine Auswertung von acht Brutplätzen in Schleswig-Holstein hinsichtlich Richtung und Entfernung von Nahrungsflügen durch HÖTGER *et al.* (2013) zeigt eine deutliche Häufung in einem Bereich von ca. 2-3 km (Abbildung 20). Vor diesem Hintergrund wird der äußere Schutzabstand für den Seeadler von den rechnerisch ermittelten 1.300 m auf 2.000 m angehoben.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group



**Abbildung 20: Summarische Darstellung der Entfernung und Richtung von Nahrungsflügen an acht Seeadlerbrutplätzen in Schleswig-Holstein (n= 46), Quelle: Hötcker et al. (2013)**

Der Schreiadler ist unter den hier betrachteten Arten diejenige mit der höchsten Bestandsgefährdung, was sich in der entsprechenden MGI-Einstufung widerspiegelt (I.2). Gemäß LANGGEMACH & DÜRR (2020) beläuft sich die für die Population verkraftbare Mortalitätsschwelle auf nur 1-2 Altvogelverluste pro Jahr (alle Todesursachen kumulativ!). Hieraus folgt, dass aufgrund des sehr ungünstigen Erhaltungszustands des nur noch rund 120 Brutpaare umfassenden deutschen Schreiadlerbestandes eine zusätzliche Mortalität durch Kollisionen an WEA nahezu vollständig vermieden werden muss. Es wird daher vorgeschlagen die Definition des äußeren – wie auch des inneren – Schutzabstandes an die Regelungen in Mecklenburg-Vorpommern anzupassen, da diesem Bundesland die größte Verantwortung für den Erhalt der Art in Deutschland zukommt (LUNG MV 2016). Dies führt zu einem äußeren Abstand von 6 km für diese Art (Tabelle 12). Weitere Ausführungen zur differenzierten Behandlung des Schreiadlers finden sich in Kapitel 4.2.9.

**Tabelle 12: Ermittelte äußere Schutzabstände zwischen Brutplatz und WEA zur rechnerischen Einhaltung des angesetzten Grenzwertes**

Artname	Verwendeter Grenzwert Kollisionswahrscheinlichkeit [%]	Rechnerischer Abstand [m]	Vorgeschlagene Abstands-Modifizierung [m]
Seeadler	2,0	1.300	2.000
Fischadler	2,0	1.300	---
Schreiadler	0,75	3.100	6.000
Rotmilan	2,0	800	900
Weißstorch	2,0	800	900
Schwarzmilan	2,0	1.000	---

Hierbei ist allerdings ausdrücklich zu betonen, dass die Berechnungen des Kollisionsrisikos jeweils nur für eine einzelne WEA erfolgte. Sofern mehrere WEA in gleichem Abstand errichtet werden sollen, vervielfacht sich entsprechend das Kollisionsrisiko für das betreffende Individuum bzw. Brutpaar. Gemäß BUSSE (2013) ist bei einzelnen Anlagen in unterschiedlichen Bereichen des Aktionsraums sowie bei Windparks mit Abständen von ca. drei bis fünf Rotorlängen zwischen den WEA von einer Addition des Kollisionsrisikos auszugehen. In unmittelbarer Nähe zu den genannten äußeren Abständen sollte daher eine starke Häufung von WEA vermieden werden. In weiterer Entfernung nimmt das Kollisionsrisiko stetig und rapide ab. Es ist allerdings darauf zu verweisen, dass durch die vorgenommene Erweiterung der Abstände bei See- und Schreiadler gegenüber den rechnerisch ermittelten Werten auch eine etwaige Kumulation einzelner Anlagen mit aufgefangen wird.

Eine Risiko-Kumulation ist nur jeweils in Bezug auf einzelne Individuen bzw. Brutpaare gegeben, sofern in deren Aktionsraum eine größere Anzahl an WEA errichtet wird. Hingegen kommt es nicht zu einer Kumulation, wenn die gesamte Population in den Blick genommen wird, weil dann das jeweilige Risiko für die Individuen mehr oder weniger gleich ist und dem Gesamtrisiko für die Population entspricht (2 % jeweilige Kollisionswahrscheinlichkeit für die Individuen einer Teilpopulation entspricht 2 % Mortalitätszunahme für diese Teilpopulation).

### 4.2 Innerer Abstand

#### 4.2.1 Vorgehensweise

Der im vorigen Kapitel artspezifisch abgeleitete äußere Schutzabstand soll gewährleisten, dass bei dessen Einhaltung keine Bestandsrückgänge infolge etwaiger Kollisionen an WEA zu befürchten sind. Dementsprechend steigt bei einer Unterschreitung des äußeren Schutzabstandes das Kollisionsrisiko in einer Weise, dass bei häufigerem Eintreten dieses Falles negative Populationsentwicklungen die Folge sein können. Ein Unterschreiten des äußeren Schutzabstandes bedarf daher zusätzlicher Maßnahmen bzw. Regelungen, um diese Folge zu verhindern.

Eine Errichtung von WEA innerhalb des äußeren Schutzabstandes ist daher nur unter Durchführung von Schutzmaßnahmen für eine wirksame Reduzierung des Kollisionsrisikos möglich. Allerdings ist der Minderungserfolg dieser Maßnahmen begrenzt. So kann bei sehr hoher Flugaktivität am geplanten WEA-Standort nicht mehr davon ausgegangen werden, dass durch bestimmte Maßnahmen das Kollisionsrisiko noch hinreichend gesenkt werden kann (die Maßnahme einer dauerhaften Stilllegung der Anlage während der gesamten Brutzeit wird hier bis auf Ausnahmen unter Einbeziehung von Witterungsparametern nicht weiter verfolgt, siehe Kap. 4.2.6).

Ausgehend von der Tatsache, dass die Flugaktivität in unmittelbarer Brutplatznähe besonders hoch ist, wird daher zusätzlich zum äußeren noch ein innerer Schutzabstand um den Brutplatz definiert, dessen Unterschreitung grundsätzlich dazu führt, dass die betreffende WEA nicht mehr genehmigungsfähig ist. Dies wird damit begründet, dass in diesem Bereich das Kollisionsrisiko durch Schutzmaßnahmen nicht mehr so weit gesenkt werden kann, dass keine populationsrelevanten Auswirkungen infolge von Individuenverlusten entstehen.

Die Dimensionierung des inneren Schutzabstandes beruht demzufolge auf der Grenze des Leistungsvermögens potenzieller Schutzmaßnahmen. Hierbei stellt sich allerdings die Schwierigkeit, dass diese Grenze für die meisten der bisher etablierten Schutzmaßnahmen nicht quantitativ bestimmbar ist. Lediglich bei technischen Antikollisionssystemen lässt sich anhand von Erfassungsreichweite und Detektionsrate die Grenze der Wirksamkeit hinreichend genau ermitteln. Es wird daher stellvertretend für alle Maßnahmentypen für die Ableitung des inneren Schutzabstandes von der (derzeitigen) Leistungsfähigkeit technischer Antikollisionssysteme ausgegangen. Es erscheint jedoch die Annahme plausibel, dass innerhalb dieser Entfernung aufgrund der dort gegebenen hohen brutplatzbezogenen Flugaktivität auch andere Maßnahmen wie z.B. Ablenkflächen nicht mehr hinreichend wirksam sein können. Zusätzlich erfolgen auch artspezifische Differenzierungen, insbesondere auf der Grundlage der Einstufungen des Mortalitäts-Gefährdungs-Index und der relativen Kollisionsbetroffenheit. Die so erzielten Ergebnisse werden unter Annahme bestimmter Maßnahmenwirksamkeiten in Bezug auf die dann noch erwartbare probabilistisch ermittelte Kollisionswahrscheinlich plausibilisiert.

### 4.2.2 Überblick zu Maßnahmentypen

Gemäß UMK (2020) kann durch die Festlegung und Umsetzung fachlich anerkannter Schutzmaßnahmen das vorhabenbedingte Tötungsrisiko im Regelbereich (entspricht dem äußeren Schutzabstand) in gewissen Fallkonstellationen reduziert werden. Die einzelfallspezifischen Umstände sind bei der Anordnung von Schutzmaßnahmen zu beachten (UMK 2020).

Schutzmaßnahmen müssen grundsätzlich mit Eintreten der vorhabenbedingten Beeinträchtigungen ohne Verzögerung wirksam sein; die Eignung muss der Vorhabenträger noch vor dem Beginn der Beeinträchtigungen belegen. Wirksamkeit bedeutet dabei nicht, dass die Beeinträchtigung mit Gewissheit ausgeschlossen werden kann. Ein Nullrisiko ist nicht zu fordern, weshalb auch Schutzmaßnahmen nicht mit nahezu 100-prozentiger Sicherheit jegliche Kollisionen vermeiden müssen. Anders als im Habitatschutz setzt die Wirksamkeit von Schutz- und Vermeidungsmaßnahmen nicht voraus, dass die Beeinträchtigung mit Gewissheit ausgeschlossen werden kann (UMK 2020).

In einer Situation, die von derzeit noch nicht ausräumbaren wissenschaftlichen Unsicherheiten über Wirkungszusammenhänge geprägt ist, darf gemäß UMK (2020) mit Prognosewahrscheinlichkeiten, Schätzungen und Analogieschlüssen gearbeitet werden. Um eine hinreichende Wirksamkeitswahrscheinlichkeit zu erreichen, können verschiedene Schutzmaßnahmen miteinander kombiniert werden. Indikatoren dafür, dass mehrere Maßnahmen notwendig sind, um eine ausreichende Wirksamkeit zu erreichen, können z. B. das Vorkommen mehrerer kollisionsgefährdeter Arten, erhöhte Brutpaardichten und/oder die Nähe des Vorhabens zu/m Neststandort/en (Brutplätzen) sein (UMK 2020).

In der nachfolgenden Übersicht von Schutzmaßnahmen liegt laut UMK (2020) der Schwerpunkt auf solchen Maßnahmentypen, die als fachlich grundsätzlich geeignet gelten und bei denen eine hinreichende Wahrscheinlichkeit der Wirksamkeit angenommen werden kann:

- Senkung der Attraktivität von Habitaten im Gefahren- bzw. im Regelbereich
- Steigerung der Attraktivität von Habitaten außerhalb des Regelbereichs (Ablenkflächen)
- Betriebsregulierung
  - Abschaltung bei Bewirtschaftungsereignissen
  - Abschaltung während der Brut- und Fortpflanzungszeit
  - Abschaltung auf Basis automatisierter Detektion

Darüber hinaus können artenschutzrechtliche Konflikte durch die Wahl des WEA-Typs bzw. der Ausführung (z. B. Höhe der Rotorunterkante) im Einzelfall soweit vermindert werden, dass kein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko mehr anzunehmen ist (UMK 2020).

Im Weiteren werden diese Maßnahmentypen zusammenfassend charakterisiert und es werden Ansätze zur Quantifizierung ihrer Wirksamkeit ausgelotet.

### 4.2.3 Senkung der Habitatattraktivität im Gefahrenbereich

Die UMK (2020) empfiehlt Maßnahmen zur Senkung der Attraktivität von Habitaten kollisionsgefährdeter Vogelarten innerhalb von Windparkflächen, die verhindern sollen, dass Individuen kollisionsgefährdeter Brutvogelarten in den Gefahrenbereich der WEA gelockt werden. Dazu gehört insbesondere die möglichst unattraktive Gestaltung des Turmfußes und der Kranstellfläche, um jagenden Greifvögeln keine guten Jagdmöglichkeiten auf Kleinsäuger zu bieten. Nach BLEW *et al.* (2018) ist die Wirksamkeit dieser Maßnahme naheliegend, wenngleich diese noch nicht ausreichend durch Studien belegt und zudem eine Quantifizierung ihrer Wirkung nicht möglich ist. Es ist daher regelmäßig zu prüfen, welche weiteren Maßnahmen ergriffen werden müssen, um das Kollisionsrisiko zu senken. Ebenso kann angestrebt werden, die landwirtschaftliche Nutzung im Nahbereich von WEA so zu beeinflussen, dass z.B. keine Kulturen angebaut werden, die Nistmöglichkeiten für Rohr- und Wiesenweihe bieten. Dies ist jedoch oftmals nur bedingt umsetzbar, insbesondere auch aufgrund notwendiger landwirtschaftlicher Fruchtfolgen.

Grundsätzlich sollte jedoch angestrebt werden, einerseits die Flächen im Nahbereich der WEA möglichst unattraktiv zu gestalten (z.B. durch Bepflanzung mit niedrigwüchsigen dichten Sträuchern oder durch Ackernutzung mit hochwüchsigen dichten Feldfrüchten), und andererseits attraktive Habitatelemente zu vermeiden (z.B. Lagerung von Festmist oder anderem organischem Substrat, Schaffung kurzrasiger Flächen mit guter Erreichbarkeit von Kleinsäufern).

### 4.2.4 Ablenkflächen

In zwei größere Studien (BULLING *et al.* 2015; BLEW *et al.* 2018) wird ein Überblick über den Stand des Wissens zur Ausgestaltung und Wirksamkeit von Maßnahmen zur Senkung des Kollisionsrisikos gegeben. Zum Thema Ablenkflächen formulieren BLEW *et al.* (2018) folgende Hypothese: Die Schaffung von Nahrungshabitaten außerhalb von Windparks senkt das Kollisionsrisiko – in dieser allgemeinen Form Bestandteil einiger Fallstudien und vieler Leitfäden. Die Anlage von geeigneten Nahrungshabitaten wie z. B. Grünlandbewirtschaftung mit Staffelmahd (Dauergrünland oder Ackergras u. ä.; insbesondere mehrjährige Kulturen) schafft Strukturen für Kleinsäuger und ermöglicht die Erreichbarkeit dieser Beute, womit die Flugaktivität von Groß- und Greifvögeln aus dem Windpark herausgelockt wird. Das Ausmaß der Lenkungswirkung und der Senkung des Kollisionsrisikos wurde bisher kaum quantifiziert.

Gemäß UMK (2020) sollen Ablenkmaßnahmen geeignet sein, das Raumnutzungsverhalten kollisionsgefährdeter Brutvogelarten zu beeinflussen. In der Regel werden Nahrungshabitate wie z. B. Dauergrünland oder Ackergras mit mehrjährigen Kulturen außerhalb von Windparks bzw. außerhalb des Regelbereichs und somit Strukturen für Kleinsäuger geschaffen bzw. optimiert. Durch eine entsprechende Bewirtschaftung der Flächen (z. B. Staffelmahd) soll die Sichtbarkeit und Erreichbarkeit von Beutetieren erhöht werden, was Groß- und Greifvögel (u. a. Rotmilan und Weißstorch) nachweislich anzieht (MAMMEN *et al.* 2013; BLEW *et al.* 2018; KARTHÄUSER *et al.* 2019 jeweils für den Rotmilan) (FA WIND 2016b; a für den Schwarzstorch). Die

artspezifische Wirksamkeit für Groß- und Greifvögel ist mit einigen Einzelstudien und einstimmigen Expertenmeinungen belegt.

Das Ausmaß der Lenkungswirkung wurde bisher allerdings kaum quantifiziert. Es ist abhängig von der Habitatausstattung des Landschaftsraumes. In kleinstrukturierten Landschaften mit hohen Grünlandanteilen kann die Lenkungswirkung der Maßnahmen gering sein. Darüber hinaus können die Größe der Maßnahmenflächen, deren Lage und Ausgestaltung sowie deren Bewirtschaftung eine Rolle spielen.

Ziel eines derzeit noch laufenden dreijährigen Forschungsprojektes des BfN<sup>12</sup> ist es, Unsicherheiten bezüglich der Maßnahmenwirksamkeit zu minimieren, indem basierend mittels Satellitentelemetrie und Raumnutzungsuntersuchungen

- Lenkungsmaßnahmen über gezielte Anpassung der Flächenbewirtschaftung untersucht werden;
- die Anlockwirkung infolge verschiedener Bewirtschaftungsereignisse (insbesondere Mahd / Ernte und Bodenbearbeitung) mit besonderem Fokus auf die zeitliche Dauer und den räumlichen Wirkungsumfang untersucht wird;
- eine fachliche Bewertung der Wirksamkeit und der Eignung der untersuchten Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen geleistet wird;
- eine differenzierte Betrachtung sowohl für den Maßnahmenkomplex Lenkungs- bzw. Ablenkungsmaßnahmen als auch für temporäre Betriebszeitenbeschränkungen im Zusammenhang mit landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsereignissen erfolgt;
- praxisorientierte Empfehlungen zur naturschutzfachlich sinnvollen Umsetzung und Ausgestaltung der Maßnahmen, sowie zur notwendigen Beauflagung zum Beispiel im Rahmen der Genehmigung erfolgen.

### 4.2.5 Pauschale Betriebseinschränkungen mit Bezug zur Landwirtschaft

Bei Bewirtschaftungsereignissen wie Mahd, Mulchen, Ernte oder Feldumbrucharbeiten erhöht sich durch die Anlockwirkung nachweislich die Frequentierung des Raumes durch insbesondere Greifvögel und Störche (BLEW *et al.* 2018; KARTHÄUSER *et al.* 2019; UMK 2020). Für kollisionsgefährdete Arten kann daher temporär ein deutlich erhöhtes Kollisionsrisiko entstehen. Durch die Abschaltung von WEA von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang bei und wenige Tage nach einem Bewirtschaftungsereignis in deren nahem Umfeld kann innerhalb des Anwesenheitszeitraums kollisionsgefährdeter Brutvogelarten eine wirksame Reduktion von Kollisionsrisiken erreicht werden.

---

<sup>12</sup> <https://www.natur-und-erneuerbare.de/projekt Datenbank/projekte/wirksamkeit-von-lenkungsmassnahmen-fuer-den-rotmilan/>, abgerufen am 09.03.2021

Je kleinteiliger Landschafts- und Bewirtschaftungsstruktur und je höher der Grünlandanteil, desto geringer fällt die Anlockwirkung durch die Bewirtschaftungsereignisse aus. Ferner kann die Gefährdung art- und regionsspezifisch und somit auch die Anwendung der Maßnahme auf bestimmte Jahreszeiten beschränkt sein.

### 4.2.6 Pauschale Betriebseinschränkung während der Brutzeit

Die Abschaltung von WEA zur Brut- und Fortpflanzungszeit ist grundsätzlich eine wirksame Maßnahme, um Kollisionsrisiken in Zeiten erhöhter Flugaktivität kollisionsgefährdeter Brutvögel im Gefahrenbereich der WEA wirksam vermindern zu können. Die Brut- und Fortpflanzungszeit beginnt mit der Revierbesetzung/Balzzeit und endet, wenn Alt- und Jungvögel das Revier verlassen bzw. diese keine enge Horstbindung mehr aufweisen (UMK 2020).

Im Ergebnis kann diese Maßnahme zur einem Stillstand der WEA in der Hellphase über eine Dauer von mind. vier Monaten (Wespenbussard, Baumfalke) bis zu sieben Monaten beim Rotmilan (SPATZ *et al.* 2019) führen. Hieraus wird ersichtlich, dass dieser Maßnahmentyp im Rahmen einer technologiespezifischen Ausnahme vom Tötungsverbot nicht geeignet ist, bei gleichzeitiger Wahrung des Artenschutzbelanges eine Steigerung der Stromproduktion durch die Nutzung der Windenergie zu erzielen. So sind Produktionseinbußen von knapp 30 % zu erwarten (REICHENBACH *et al.* 2020). Dazu kommt, dass eine derartige Pauschalabschaltung zu einem 100 %-Schutz führt, der gemäß Rechtsprechung ausdrücklich nicht erforderlich ist. Dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit folgend hat die Behörde grundsätzlich das mildere Mittel zu wählen, mit denen die artenschutzrechtlichen Anforderungen erfüllt werden können (UMK 2020). Dies entspricht der Berücksichtigung der wirtschaftlichen Erfordernisse gemäß den Zielen der VRL (siehe Abbildung 1).

Die UMK (2020) betont auch, dass bei hinreichender fachwissenschaftlicher Erkenntnislage zur artspezifischen Flugaktivität, beispielsweise bei bestimmten Witterungsbedingungen, diese bei der Festlegung von Abschaltungen berücksichtigt werden können. Von dieser Möglichkeit macht die aktuellen Leitfäden aus Hessen und Baden-Württemberg bereits Gebrauch. Bei einer Rotorunterkantenhöhe von mind. 80 m gehen sie auf der Basis der Ergebnisse von HEUCK *et al.* (2019b) davon aus, dass dann nur noch unterhalb relativ geringer Windgeschwindigkeiten über die Brutzeit abgeschaltet werden muss, um ein bestimmtes Schutzniveau zu erreichen.

Im Kontext der hier vorliegenden Ausarbeitung wird somit davon ausgegangen, dass dieser Maßnahmentyp nur in wenigen Fällen in Kombination mit der Definition bestimmter Windgeschwindigkeiten sowie Jahres- und Tageszeiten in Frage kommt. Eine Quantifizierung der Schutzwirkung ist in solchen Fällen möglich, wenn – wie beim Rotmilan (HEUCK *et al.* 2019b) – telemetrische Daten zur Höhenverteilung der Flugaktivität in Relation zur Windgeschwindigkeit vorliegen.

### 4.2.7 Technische Antikollisionssysteme

Technische Systeme zur Vogeldetektion und daran gekoppelte bedarfsgerechte Abschaltungen stellen eine derzeit diskutierte Möglichkeit dar, um ein erhöhtes Kollisionsrisiko windenergiesensibler Arten zu vermeiden. Derzeit stehen unter anderem der Rotmilan wegen seiner besonderen Kollisionsgefährdung und fast flächenhaften Verbreitung, aber auch der Seeadler im Zentrum der Entwicklung von Bilderkennungsalgorithmen zur artspezifischen Erkennung und bedarfsgesteuerten Abschaltung (AMMERMANN *et al.* 2020).

Durch eine automatisierte, durch das Annäherungsereignis eines kollisionsgefährdeten Brutvogels ausgelöste Abschaltung können das Kollisionsrisiko gesenkt und pauschale Langfrist-Abschaltzeiten vermieden werden. Eine Anwendung wird sich somit vor allem in solchen Fällen anbieten, in denen der Einsatz der Systeme eine deutliche Reduzierung der Abschaltzeiten ermöglicht (UMK 2020).

Erste Erkenntnisse deuten darauf hin, dass Systeme mit einer bestimmten technischen Leistungsfähigkeit das Kollisionsrisiko durch eine ereignisbezogene Abschaltung (Trudelbetrieb) wirksam vermindern können (UMK 2020). Aufgrund des aktuellen Wissensstandes und der schnellen technischen Weiterentwicklung ist anzunehmen, dass technische Detektionssysteme zukünftig eine erfolversprechende Möglichkeit zur Vermeidung von Vogelkollisionen an WEA darstellen können (UM & LUBW 2021). Einzelne Systeme sind bereits in der Lage, bestimmte Zielarten (insbesondere Rotmilan und Seeadler) sicher und in ausreichender Entfernung zu identifizieren (KNE 2020b).

Die Einschätzung, ob und welches System zum Einsatz kommen kann, hängt von den standort- sowie zielartenspezifischen Anforderungen des jeweiligen Einzelfalls ab und muss sich an dem aktuellen Stand fachwissenschaftlicher Erkenntnisse orientieren. Entscheidend hierfür sind die Leistungsfähigkeit und Zuverlässigkeit der Systeme (KNE 2020b). Gegenwärtig mangelt es allerdings noch an einer Klärung, wie derartige Antikollisionssysteme bei Vorliegen entsprechender Wirksamkeitsnachweise schnell zertifiziert und behördlich anerkannt werden können.

Auf dem BfN-Kolloquium „Naturverträgliche Windenergienutzung durch smarte Technologien im Artenschutz“ am 03./04.11.2020 wurden von der Schweizer Vogelwarte Sempach Untersuchungen zu den Detektionsleistungen des Systems *IdentiFlight* vorgestellt (ASCHWANDEN 2020).<sup>13</sup> Anhand der erzielten Ergebnisse wird von der Autorin gefolgert, dass die Detektionseigenschaften des Systems (wenig Fehler bei der Klassifizierung, große Reichweite mit hoher Detektionseffizienz) für die Zielarten Rot- und Schwarzmilan insgesamt eine sehr gute Ausgangslage bieten, um eine bedarfsgerechte Abschaltung zu implementieren. Hierzu wurde inzwischen auch ein vollständiger Projektbericht publiziert (ASCHWANDEN & LIECHTI 2020)<sup>14</sup>. Darin kommen die Autoren zu folgenden Ergebnissen:

---

<sup>13</sup> <https://www.natur-und-erneuerbare.de/aktuelles/details/naturvertraegliche-windenergienutzung-durch-smarte-technologien-im-artenschutz/>

<sup>14</sup> [https://www.zsw-bw.de/uploads/media/NatForWINSSENT\\_Testbericht\\_IdentiFlight.pdf](https://www.zsw-bw.de/uploads/media/NatForWINSSENT_Testbericht_IdentiFlight.pdf)

Die mittlere Erfassungsrate bis zu einem horizontalen Umkreis von 700 m um den Standort des IDF lag für die mit Laser-Range-Finder (LRF) erhobenen Referenz-Flugwege bei 88.3% und für die per GPS-Telemetrie erfassten Referenz-Flugwege bei 82.6%. Innerhalb der hier im Rahmen des Tests betrachteten Distanz von 700 m war beim IDF noch keine Abnahme der Detektionswahrscheinlichkeit ersichtlich. Für den Nutzer ist eine einfache Reproduzierung der Funktionen und Ergebnisse des Detektionssystems wichtig. Die Art und Weise, wie die Daten von IdentiFlight zur Verfügung gestellt werden, erlauben es dem Nutzer nachzuvollziehen, wie das System gearbeitet hat. Das IDF-System kann diesbezüglich als gutes Beispiel dienen. Zurzeit wird in Expertenkreisen bestehend aus unterschiedlichen Akteuren diskutiert, welche Erfassungsrate angestrebt werden sollte. Basierend auf diesen Meinungen empfiehlt das KNE als Mindestanforderung eine Erfassungsrate von 75% bis 80%<sup>15</sup>. Die für das IDF bis zu einer Distanz von 700 m ermittelten Erfassungsraten von 88.3% (Mittelwert LRF-Flugwege) und 82.6% (Mittelwert GPS-Flugwege) liegen trotz geländebedingter Einschränkungen oberhalb des vom KNE empfohlenen Wertebereichs (ASCHWANDEN & LIECHTI 2020).

IdentiFlight wurde in den USA bereits ebenfalls in Bezug auf seine Detektionsleistungen und seine Wirksamkeit hinsichtlich der Reduzierung von Kollisionsopfern getestet (MCCLURE *et al.* 2018; MCCLURE *et al.* 2021). Dabei zeigte sich u.a., dass das System effektiv Vögel ab Turmfalkengröße mit einer Detektionsrate von 96 % im Vergleich zu Beobachtern erkannte. In 94 % der Fälle erfolgte eine korrekte Klassifikation von Adlern. Die Kollisionsrate von Adlern wurde im Vergleich zu einem Kontrollstandort um 82 % reduziert. Diese Ergebnisse entsprechen sehr gut denjenigen von ASCHWANDEN & LIECHTI (2020) und zeigen, dass artübergreifend für Milane und Adler durch IdentiFlight ein sehr hohes Schutzniveau gewährleistet wird.

Darüber hinaus wird dieses System von der ARSU GmbH in Kooperation mit der OekoFor GbR gemäß den Kriterien des KNE (2019) seit drei Jahren an sechs Standorten in Deutschland für die Arten Rotmilan bzw. Schwarzmilan und Seeadler getestet, erste Zwischenergebnisse wurden bereits 2019 publiziert (REICHENBACH & REERS 2019)<sup>16</sup>. Die vollständigen Ergebnisse der Untersuchung, u. a. hinsichtlich Erfassungsreichweite, Erfassungsrate und Flugobjektklassifizierung und Systemwirksamkeit, werden im Frühjahr 2021 in einem Endbericht zur Verfügung stehen.

Die generelle Eignung eines Antikollisionssystems als Schutzmaßnahme im Sinne von § 44 Abs. 5 Nr. 1 BNatSchG ist anhand der vom KNE (2019) aufgestellten Erprobungskriterien zu beurteilen. Nach derzeitigem Stand der eigenen Untersuchungen an sechs Standorten können für den Rotmilan im Überblick folgende Ergebnisse genannt werden:

---

<sup>15</sup> [https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/20201014\\_KNE\\_Vortrag\\_Bruns\\_Streiffeler\\_KNE.pdf](https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/20201014_KNE_Vortrag_Bruns_Streiffeler_KNE.pdf)

<sup>16</sup>

[https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/Reichenbach\\_Reers-KNE-Konferenz\\_v2.pdf](https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/Reichenbach_Reers-KNE-Konferenz_v2.pdf)  
[https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/Dokumentation\\_zur\\_KNE-Fachkonferenz\\_Vogelschutz\\_an\\_Windenergieanlagen.pdf](https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/Dokumentation_zur_KNE-Fachkonferenz_Vogelschutz_an_Windenergieanlagen.pdf)

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

- Abdeckungsrate:
  - räumlich: > 97-99%
  - zeitlich: > 95-99%
- Erfassungsreichweite: > 600 m, 100% aller Fluggeschwindigkeiten
- Erfassungsrate: > 93-96%
- Klassifizierungsrate: > 96-98%
- Rechtzeitige Abschaltung beim Einflug in den inneren Abstandszylinder unter Einbeziehung der Flughöhe (abhängig von der Höhe der Rotorunterkante):
  - > 80%

Es wird somit deutlich, dass IdentiFlight für jedes der genannten Kriterien einen sehr hohen Erfüllungsgrad erreicht. Dies wird durch die Ergebnisse der bereits genannten weiteren Studien (MCCLURE *et al.* 2018; ASCHWANDEN & LIECHTI 2020; MCCLURE *et al.* 2021) bestätigt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass gemäß der Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts eine Reduzierung des betriebsbedingten Tötungsrisikos auf null durch Schutz- und/oder Vermeidungsmaßnahmen nicht gefordert werden kann (SPRÖTGE *et al.* 2018).

Es ist allerdings zu betonen, dass in Fällen sehr hoher Rotmilan-Flugaktivität am konkreten WEA-Standort die Einsatzmöglichkeiten von IdentiFlight begrenzt sind, da aus technischen Gründen eine gleichzeitige längere Verfolgung mehrerer Vögel nicht möglich ist. Sehr hohe Flugaktivitäten z.B. in unmittelbarer Brutplatznähe können somit zu einer Überforderung des Systems führen. Dazu kommt, dass bei zu großer Nähe zum Brutplatz so viele Abschaltungen generiert werden, dass dort ein Betrieb aus wirtschaftlichen und technischen Gründen nicht sinnvoll erscheint (REICHENBACH *et al.* 2020).

Um im jeweiligen Einzelfall eine hinreichende Wirksamkeitswahrscheinlichkeit zu erreichen, können jedoch verschiedene Schutzmaßnahmen miteinander kombiniert werden (UMK 2020). Hierfür sind in Ergänzung zum Einsatz eines Antikollisionssystems eine möglichst große Höhe der Rotorunterkante (mind. 80 m) und vor allem die Einhaltung eines ausreichenden Mindestabstandes zum Horst zu nennen.

Ein solcher Mindestabstand ist für den Einsatz eines Kamerasystems ohnehin sinnvoll, um eine übermäßig hohe Zahl an Abschaltungen zu vermeiden. Zum anderen wird hierdurch der Tatsache Rechnung getragen, dass in Bereichen besonders hoher Flugaktivität (wie z. B. in Horstnähe) der nicht geschützte Anteil der Flugaktivität (Differenz der erzielten Systemwirksamkeit zu 100 %) absolut gesehen eine immer noch hohe Zahl an Flügen umfasst.

Das Ausmaß eines solchen Mindestabstands richtet sich nach der erforderlichen Erfassungsreichweite, um bei der jeweiligen Geschwindigkeit des Vogels ausreichend Zeit zu gewährleisten, bis die WEA nach Generierung des Abschaltsignals in den Trudelbetrieb gelangt (ca. 30 s). Aus den in der vorliegenden Untersuchung mit IdentiFlight erhobenen Daten zur horizontalen Fluggeschwindigkeit des Rotmilans (Median 8,4 m/s) ergibt sich eine erforderliche Mindest-Erfassungsreichweite ab Rotor spitze von ca. 280 m. Für eine ca. 90 %ige Abdeckung aller ermittelten Fluggeschwindigkeiten (bis ca. 13 m/s) wäre eine Erfassungsreichweite ab

Rotorspitze von ca. 390 m erforderlich. Auf dieser Grundlage wird bei Einsatz eines technischen Antikollisionssystems ein Mindestabstand eines WEA-Standorts von 500 m zum Rotmilanhorst empfohlen. Dies entspricht auch den Vorgaben in Rheinland-Pfalz hinsichtlich der Bewertung von Daten aus Raumnutzungsanalysen des Rotmilans (ISSELBÄCHER *et al.* 2018).

### 4.2.8 Anheben der Rotorunterkante

Der artspezifische Anteil der Flugaktivität in Rotorhöhe hat einen maßgeblichen Einfluss auf Ausmaß und Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit (siehe Kap. 4.1.2). Eine je nach Vogelart sehr wirksame Maßnahme kann somit darin bestehen, durch entsprechende Turmhöhen die Rotorunterkante so weit in die Höhe zu bringen, dass wesentliche Teile der Flugaktivität ungefährdet unterhalb des Rotors verlaufen können. Dementsprechend weist auch die UMK (2020) darauf hin, dass durch die Wahl der Höhe der Rotorunterkante die Kollisionswahrscheinlichkeit im Einzelfall soweit vermindert werden kann, dass kein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko mehr anzunehmen ist (UMK 2020).

Die Beurteilung der Wirksamkeit dieser Maßnahme setzt entsprechende Kenntnisse zur Höhenverteilung der Flugaktivität der jeweiligen Art voraus. Besonders eindrücklich konnte durch jüngere Telemetriestudien beim Uhu gezeigt werden, dass ein Kollisionsrisiko kaum noch besteht, wenn die Rotorunterkante deutlich höher als 50 m liegt (siehe Kap. 3.2.3.11). Beim Rotmilan können durch ein Anheben der Rotorunterkante über 80 m bereits ca. 75 % der Flugaktivität vor Kollisionen geschützt werden (siehe Kap. 3.2.3.3).

### 4.2.9 Umsetzung und Ergebnis

Die vorangegangenen Kapitel haben gezeigt, dass nach derzeitigem fachlichem Konsens eine Reihe von Maßnahmen zur Verfügung steht, mit denen das Kollisionsrisiko gesenkt werden kann. Dabei ist jedoch folgendes zu beachten:

- Nicht jeder Maßnahmentyp ist für alle besonders kollisionsgefährdeten Vogelarten geeignet bzw. gleichermaßen wirksam (siehe Tabelle 13).
- Eine Quantifizierung der Wirksamkeit als Maß für die Senkung des Kollisionsrisikos ist bei den meisten Maßnahmentypen nicht möglich, lediglich technische Antikollisionssysteme bieten hierfür entsprechende Voraussetzungen.
- Die Wirksamkeit einiger Maßnahmen ist noch nicht hinreichend durch entsprechende Untersuchungen belegt, dies gilt insbesondere für verschiedene technische Antikollisionssysteme. Hier schreitet die Entwicklung jedoch rasch voran.

Im Überblick zeigt sich, dass die beiden Maßnahmentypen Antikollisionssystem und das Anheben der Rotorunterkante für die meisten Arten wirksam sind, wobei die Schutzwirkung durch eine Kombination beider Maßnahmen für bestimmte Arten noch gesteigert werden kann (Tabelle 13). Für die Arten Rot- und Schwarzmilan sowie Weißstorch und Schreiadler sind alle

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Maßnahmentypen geeignet, da diese Arten ihre Nahrung auf landwirtschaftlichen Flächen suchen.

Bei Baumfalke und Wespenbussard entfaltet die Anhebung der Rotorunterkante nur eine eingeschränkte Wirksamkeit. So ist beim Baumfalken das Vorherrschen niedriger Flughöhen deutlich weniger ausgeprägt als bei den Weihen, teilweise erfolgen die Jagdflüge durchaus in Rotorhöhe (z.B. Jagd auf Schwalben oder Libellen). Beim Wespenbussard werden zwar die niedrigen Nahrungsflüge auf diese Weise geschützt, nicht aber die Balz- und Territorialflüge, die in größerer Höhe erfolgen und dabei nicht auf die Nestnähe beschränkt sind.

Im Hinblick auf diejenigen Arten, für die keine der angegebenen Maßnahmen geeignet sind, erfolgen im späteren Verlauf dieses Kapitels ergänzende Ausführungen zu weiteren Handlungsoptionen.

**Tabelle 13: Artspezifische Eignung einschlägiger Schutzmaßnahmen in Bezug auf das Kollisionsrisiko**

	Ablenkflächen	Mahdabschaltung	Antikollisions- system (bei nachgewiesener technischer Eignung)	Anheben Rotorunterkante
Seeadler			X	
Fischadler			X	
Schreiadler	X	X	X	X
Rotmilan	X	X	X	X
Wanderfalke				
Weißstorch	X	X	X	X
Wiesenweihe				X
Mäusebussard				
Schwarzmilan	X	X	X	X
Rohrweihe <sup>1</sup>	X (Bruthabitate)			X
Wespenbussard				(X)
Uhu				X
Baumfalke				(X)

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Auf dieser Grundlage sollen nun die jeweiligen artspezifischen Schutzabstände definiert werden, bei deren Unterschreitung eine Genehmigungsfähigkeit für WEA nicht erreicht werden kann. Der innere Schutzabstand wird als die minimale Entfernung von WEA zum Brutplatz verstanden, bei der das Kollisionsrisiko durch Schutzmaßnahmen noch so weit gesenkt werden kann, dass es bei flächendeckender Anwendung nicht zu einem kollisionsbedingten Populationsrückgang kommt.

Als Ansatzpunkt zur Ermittlung dieser Entfernung werden die vorliegenden Kenntnisse zur spezifischen Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen genutzt. Die dabei erzielten Ergebnisse können dann anhand der in Tabelle 11 ermittelten entfernungsabhängigen Kollisionswahrscheinlichkeiten plausibilisiert werden.

Die Schwierigkeit für diesen Ansatz besteht darin, dass für die meisten Maßnahmentypen eine Quantifizierung der Wirksamkeit, zumal in Abhängigkeit von der Entfernung zum Brutplatz, nicht möglich ist. Es wird daher zunächst derjenige Maßnahmentyp herangezogen, der gegenwärtig eine solche Quantifizierung erlaubt. Hierbei handelt es sich um technische Antikollisionssysteme, für die stellvertretend die aktuellen Untersuchungsergebnisse zum System Identiflight verwendet werden (ASCHWANDEN & LIECHTI 2020) (REICHENBACH et al. in prep.). Als Grundsatz für den Einsatz dieser Systeme sollte gelten, dass die Entfernung zwischen WEA und Brutplatz mind. so groß sein muss wie die erforderliche Mindesterfassungsreichweite des Systems, um angesichts der artspezifischen Fluggeschwindigkeit eine ausreichende Zeitspanne zwischen Abschaltsignal und Erreichen des Trudelbetriebs gewährleisten zu können. Für den Rotmilan beträgt dieser Abstand ca. 500 m. Aufgrund höherer Fluggeschwindigkeiten von Adlern (Streckenflug) ist auch der Mindestabstand für diese Arten höher anzusetzen als beim Rotmilan. Als relevante Fluggeschwindigkeit wird in diesem Zusammenhang der angegebene Median zzgl. der Standardabweichung (ca. 3 m/s) verwendet, um eine hinreichend große Spanne der von der jeweiligen Art gezeigten Fluggeschwindigkeiten abzudecken.

Insgesamt ergeben sich aus dieser Betrachtungsweise Mindestabstände für Milane von 500 m sowie für Großvögel (Adler und Störche) von 600 m (Tabelle 14). Um in dieser Entfernung den angesetzten Schwellenwert von 2 % einzuhalten (bzw. 0,75 % für den Schreiadler), kann auf der Grundlage der in Tabelle 11 abgeschätzten Kollisionswahrscheinlichkeiten die für diese Entfernungen artspezifisch erforderliche Maßnahmenwirksamkeit errechnet werden. Hieraus ergibt sich beim Schreiadler eine sehr hohe notwendige Maßnahmenwirksamkeit von 88 %, bei See- und Fischadler von unter 70 %, bei den Milanen von unter 50 % und beim Weißstorch von nur 25 % (Tabelle 14).

Angesichts dieser Werte kann davon ausgegangen werden, dass für die Milane und den Weißstorch die technisch hergeleiteten Mindestabstände tatsächlich eingehalten werden können, da die im jeweiligen Einzelfall zum Einsatz kommenden Schutz- und Vermeidungsmaßnahmen nur eine vergleichsweise geringe Wirksamkeit entfalten müssen, um das angesetzte Kriterium einzuhalten. Anders hingegen bei den Adlern, insbesondere beim Schreiadler. Angesichts der für die Einhaltung der 600 m erforderlichen hohen Wirkungsgrade von Maßnahmen ist anzuraten, für diese drei Arten den inneren Schutzabstand über die vorgenommene rein technische Betrachtung hinaus zu vergrößern. Dies lassen auch die

ermittelte hohe Bedeutung von zusätzlicher anthropogener Mortalität, insbesondere beim Schreiadler (MGI I.2), sowie die hohe relative Kollisionsbetroffenheit, insbesondere beim Seeadler, als sinnvoll erscheinen.

Der Brutbestand des **Schreiadlers** weist in Deutschland nur noch eine Größe von ca. 120 Brutpaaren auf (GERLACH *et al.* 2019). Gemäß LANGGEMACH & DÜRR (2020) beläuft sich die für die Population verkraftbare Mortalitätsschwelle auf nur 1-2 Altvogelverlusten pro Jahr (alle Todesursachen kumulativ). Wie bereits in Kapitel 4.1.4 betont, hat dies zur Konsequenz, dass eine zusätzliche kollisionsbedingte Mortalität möglichst vermieden werden muss. Der Schreiadler weist von allen hier betrachteten Arten den bei weitem ungünstigsten Erhaltungszustand auf. Zur Einhaltung der Ziele der EU-Vogelschutzrichtlinie, worin die Aufgabe der vorliegenden Arbeit besteht (siehe Kapitel 2), darf der weitere Ausbau der Windenergie einer Erholung des Bestandes nicht entgegen stehen. Es geht somit nicht, wie bei den anderen Arten, nur um einen Ausschluss eines kollisionsbedingten weiteren Rückgangs des nur noch 120 Paare umfassenden Restbestandes.

Aus Tabelle 11 ergibt sich in einem Abstand von 3 km zum Brutplatz eine Kollisionswahrscheinlichkeit von 0,77 %. Dies bedeutet rechnerisch, dass im Falle der Errichtung von rd. 130 WEA in einem Abstand von 3 km um Schreiadlerhorste mit einem Kollisionsverlust von einem Schreiadler pro Jahr zu rechnen ist (zusätzlich zu den sonstigen Verlustursachen). Bezogen auf den gesamten Brutbestand entspricht dies ziemlich genau einer einzigen WEA in 3 km Entfernung zu jedem Schreiadlerhorst (bzw. mit Schutzmaßnahmen zwischen 3 km und dem inneren Schutzabstand). Dass dieses Szenario nicht völlig unrealistisch ist, zeigt bereits die Tatsache, dass die mittlere Entfernung von Schreiadlerbrutplätzen zu WEA in Brandenburg nur noch ca. 4,5 km beträgt (SCHELLER & FRANKE 2020). Dies entspricht den Ermittlungen von BUSCH *et al.* (2017), wonach bereits rd. 50 % der deutschen Brutpopulation potenziell von WEA beeinflusst sind (der höchste Wert aller Arten, siehe Tabelle 9). Hieraus wird deutlich, dass die gewählte Herangehensweise für den Schreiadler zu modifizieren ist, auch um die laufenden Schutzanstrengungen durch Habitatverbesserung (SCHELLER & FRANKE 2020) und aktiver Steigerung der Reproduktionsrate<sup>17</sup> nicht zu konterkarieren.

Es wird daher vorgeschlagen die Definition des inneren – wie auch des äußeren – Schutzabstandes an die Regelungen in Mecklenburg-Vorpommern anzulehnen, da diesem Bundesland die größte Verantwortung für den Erhalt der Art in Deutschland zukommt (LUNG MV 2016). In diesem Zusammenhang ist zu betonen, dass im Rahmen des hier ausgearbeiteten Vorschlags die Schutzabstände und die erforderlichen Maßnahmen so bemessen werden sollen, dass im Sinne der EU-Vogelschutzrichtlinie den ökologischen und wissenschaftlichen Erfordernissen zum Erhalt der Vogelarten gefolgt wird. So ist darauf zu verweisen, dass SCHELLER (2007, in LANGGEMACH & DÜRR 2020) eine signifikante Abnahme des Reproduktionserfolges mit zunehmender Zahl der Windenergieanlagen im 3 km-Radius um Horste des Schreiadlers in M-V nachweist. Auf dieser Basis wird daher der technisch ermittelte innere Schutzabstand von 600 m auf 2,5 km angehoben. Dies wird damit begründet, dass auch ein so wirksames

---

<sup>17</sup> [https://www.dbu.de/123artikel29237\\_2430.html](https://www.dbu.de/123artikel29237_2430.html), abgerufen am 18.03.2021

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Antikollisionssystem wie IdentiFlight noch einen gewissen Prozentsatz der Flugaktivität ungeschützt lässt, was in einem Abstand von < 2,5 km zum Brutplatz angesichts obiger Ausführungen für nicht tragbar gehalten wird. Allerdings kann angesichts der Verfügbarkeit eines für Adler prinzipiell sehr wirksamen Antikollisionssystem wie IdentiFlight der in Mecklenburg-Vorpommern bislang geltende Mindestabstand von 3 km etwas gesenkt werden. Die spezifische Wirksamkeit des Systems für den Schreiadler muss aber noch nachgewiesen werden.

In Bezug auf den **Seeadler** wird aufgrund der höchsten relativen Kollisionsbetroffenheit ebenfalls eine Anpassung über das technische Minimum hinaus für erforderlich gehalten. Angesichts der wesentlich günstigeren Bestandsentwicklung als beim Schreiadler und der für Adler in den USA nachgewiesenen Reduktion der Kollisionszahlen durch das Antikollisionssystem IdentiFlight (MCCLURE *et al.* 2021) wird für diese Art allerdings ein innerer Schutzabstand von 1.000 m für ausreichend erachtet.

Der **Fischadler** weist die zweithöchste relative Kollisionsbetroffenheit auf, zeigt aber ebenso wie der Seeadler eine deutlich positive Bestandsentwicklung. Angesichts der sich bei den übrigen Arten ergebenden Relationen von äußerem zu innerem Abstand wird an dieser Stelle dem Vorschlag von SPRÖTGE *et al.* (2018) gefolgt (750 m).

**Tabelle 14: Innere Schutzabstände auf der Grundlage technischer Antikollisionssysteme (AKS) und deren erforderliche Mindest-Wirksamkeit zur Einhaltung des Risiko-Grenzwertes**

	Technischer Mindestabstand für AKS gemäß Fluggeschwindigkeit	Dafür erforderliche Maßnahmenwirksamkeit zur Einhaltung des Mortalitätsgrenzwertes	Modifizierter Mindestabstand
Seeadler	600 m	63 %	1.000 m
Fischadler	600 m	69 %	750 m
Schreiadler	600 m	88 %	3.000 m
Rotmilan	500 m	40 %	---
Weißstorch	600 m	25 %	---
Schwarzmilan	500 m	48 %	---

Zusätzlich bedarf es weiterer Qualifizierungen für die in Tabelle 10 orange und gelb markierten Arten, wofür die Ausarbeitungen des Kap. 3.2.3 und die Ergebnisse in Tabelle 13 genutzt werden können.

### Wanderfalke

Für diese Art existieren keine geeigneten Schutzmaßnahmen, so dass eine Differenzierung in zwei Schutzradien nicht sinnvoll ist. Aufgrund der Brutplatztreue bei Fels- und Gebäudebruten sowie eingeschränkt auch bei Baumbruten ist eine Abstandsbetrachtung jedoch generell anwendbar. Diese würde dem inneren Schutzabstand entsprechend, innerhalb dessen eine Genehmigung nicht erreicht werden kann. Die Herleitung müsste jedoch analog zum äußeren Schutzabstand erfolgen, um eine Populationswirksamkeit des Kollisionsrisikos auszuschließen. Eine probabilistische entfernungsabhängige Abschätzung der Kollisionswahrscheinlichkeit entsprechend der Vorgehensweise in Kap 4.1.2 wird jedoch durch die sehr variable Fluggeschwindigkeit erschwert. Der Wanderfalke schlägt seine Beute (Vögel) im Schnellflug mit raschen Flügelschlägen oder im Sturzflug durch Herabstürzen aus großer Höhe. Jagdflüge werden auch von hohen Ansitzwarten aus, unter Ausnutzung des Überraschungseffektes, durchgeführt.<sup>18</sup> Insofern kann die Verwendung von mittleren Geschwindigkeiten, z.B. für den Streckenflug, nicht zu einer realistischen Einschätzung des Kollisionsrisikos führen.

Die Abstandsermittlung erfolgt daher für den Wanderfalken verbal-argumentativ durch Vergleich mit anderen Arten. Hinsichtlich der relativen Kollisionsbetroffenheit ist der Wanderfalke auf einem hohen Niveau nach dem Rotmilan, vergleichbar mit Weißstorch und Wiesenweihe, anzutreffen (s. Tabelle 6). Bezüglich der Bedeutung zusätzlicher anthropogener Mortalität (MGI, siehe Tabelle 4) befindet sich der Wanderfalke, wie auch der Habicht, auf einem mittleren Niveau, d.h. unterhalb des Rotmilans und oberhalb von Mäusebussard und Turmfalke. Die vergleichsweise hohe Kollisionsbetroffenheit kann mit dem teilweise rasanten Flugverhalten in Verbindung gebracht werden. In Nestnähe kommen neben Jagdflügen auch hohe und schnelle Flüge im Zusammenhang mit Territorialverhalten sowie Flugspielen der Jungvögel dazu. Insofern erscheint es sinnvoll, die Abstandsempfehlung für den Wanderfalken eher an Rotmilan und Weißstorch zu orientieren als z.B. am Mäusebussard. Es werden daher 1.000 m vorgeschlagen, analog zu UMK (2020) und LAG VSW (2015). Eine weitere Differenzierung für Baumbrüter wird jedoch nicht für erforderlich gehalten, auch weil diese Brutplätze eine geringere zeitliche Konstanz aufweisen als Fels- oder Gebäudebrutplätze.

Diese Abstandsempfehlung erscheint jedoch für Brutplätze auf Freileitungsmasten nicht angemessen. Eine Nutzung derartiger Standorte durch den Wanderfalken hängt ausschließlich davon ab, ob dort Nestunterlagen anderer Arten wie Krähen oder Kolkraben zur Verfügung stehen. Da Wanderfalken keinen Nestbau betreiben und diese Unterlagen dort sehr exponiert den Witterungseinflüssen ausgesetzt sind, kann davon ausgegangen werden, dass eine derartige Brutplatznutzung nur vorübergehend für vielleicht wenige Jahre möglich ist und dann natürlicherweise eine Umsiedlung erfolgen würde.

Für Brutplätze auf Freileitungsmasten wird daher vorgeschlagen, eine derartige ohnehin erwartbare Umsiedlung aktiv zu befördern. Dies kann durch Anbieten von geeigneten Nistboxen

<sup>18</sup>

<https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/kurzbeschreibung/102982>, abgerufen am 17.03.2021

an Türmen, Gebäude oder auch Bäumen erfolgen, wobei stets mehrere Alternativen installiert werden sollten. Anschließend kann mit entsprechender Ausnahmegenehmigung außerhalb der Brutzeit eine Beseitigung der Nestunterlage auf dem Freileitungsmast erfolgen. Aufgrund vielfältiger Erfahrungen wird die Eignung einer solchen Maßnahme für den Wanderfalken als sehr hoch eingestuft.<sup>19</sup>

### Wiesenweihe

Diese Art weist in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung jährlich wechselnde Brutplätze auf, so dass Abstandsregelungen nicht sinnvoll sind. Dazu kommt, dass die einschlägigen Schutzmaßnahmen für diese Art nicht anwendbar sind. Generell ist eine möglichst hohe Rotorunterkante sinnvoll, schützt aber nicht die Nestnähe konzentrierten höheren Flüge. Für diese Art verbleibt daher als einzige Möglichkeit – neben dem Freihalten bekannter Dichtezentren auf Ebene der Regionalplanung – nur eine tageszeitliche Abschaltung der WEA während der Brutzeit, sollte es zu einer Ansiedlung einer Wiesenweihenbrut in der Nähe der Anlage kommen. Eigene Erfahrungen aus Raumnutzungsbeobachtungen zeigen, dass sich die kollisionsrelevanten Flüge in einem Bereich von ca. 500 m um den Brutplatz konzentrieren, auch wenn HÖTKER *et al.* (2013) diesen Bereich nur mit 300 m angeben. Dabei ist jedoch in dem vorliegenden Rahmen zu berücksichtigen, dass die Regelungen einen kollisionsbedingten Populationsrückgang ausschließen sollen, eine zusätzliche anthropogene Mortalität für diese Art eine sehr hohe Bedeutung hat (MGI 1.3) und dass der Brutbestand in Deutschland nur noch ca. 450 Paare umfasst (s. Tabelle 6). Insofern wird an dieser Stelle der Empfehlung der UMK (2020) gefolgt, allerdings mit einer wesentlichen Ergänzung (s. SPRÖTGE *et al.* (2018)):

Bei Errichtung von WEA in Gebieten, in denen zum Zeitpunkt der Genehmigungserteilung bekanntermaßen mit Brutvorkommen von Wiesenweihen zu rechnen ist, soll jedes Jahr im Umkreis von 500 m geprüft werden, ob es zu einer Ansiedlung dieser Art kommt. Ist dies der Fall, wird die betreffende Anlage bis zum Verlassen des Brutreviers tagsüber abgeschaltet. Erforderlich ist somit ein begleitendes Monitoring zur Überwachung etwaiger Ansiedlungen dieser Art. Diese Vorgehensweise, die sich von derjenigen aller anderen Arten unterscheidet, wird mit der fehlenden Brutplatzkonstanz und der hohen Bestandsgefährdung begründet. Im Hinblick auf etwaige Brutvorkommen außerhalb des 500 m Radius ist eine möglichst hohe Rotorunterkante zu gewährleisten.

### Rohrweihe

Anders als die Wiesenweihe nutzt die Rohrweihe, sofern vorhanden, neben Ackerflächen auch natürliche lagekonstante Bruthabitate. Für diese kann eine sinnvolle Abstandsregelung getroffen werden. Angesichts der typischen räumlichen Verteilung der Flughöhe mit einer

---

<sup>19</sup> <https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/massn/102982>, abgerufen am 17.03.2021

Konzentration hohe Flüge in Nestnähe wird für die Rohrweihe ebenfalls ein 500 m Radius vorgeschlagen. Eine Differenzierung in einen inneren und äußeren Radius ist nicht möglich.

Es bedarf jedoch zusätzlicher Regelungen für den Umgang mit den nicht lagekonstanten Ackerbruten. Hierfür wird vorgeschlagen durch Schaffung attraktiver Bruthabitate die betreffenden Paare aus der Windparknähe wegzulocken (s. SPRÖTGE *et al.* (2018)). Bei einem Angebot von mehreren mit Röhricht umstandenen Kleingewässer in der Umgebung kann eine dauerhafte Umsiedlung aus den Ackerflächen für wahrscheinlich gehalten werden. Es ist jedoch dem Umstand Rechnung zu tragen, dass das neue Angebot zusätzliche Paare anlocken kann, die dann die Umsiedlung der Ziel-Brutpaare verhindern. Insofern ist ein redundantes Angebot zu schaffen, das den Tieren eine Wahlmöglichkeit bietet und auch in Konkurrenzsituationen den Umsiedlungserfolg gewährleisten kann.

Anders als bei der Wiesenweihe kann somit bei der Rohrweihe mit Ablenkflächen gearbeitet werden, die sich allerdings nicht auf Nahrungshabitate beziehen wie beim Rotmilan, sondern auf die Schaffung zusätzlicher Bruthabitate, die in der Agrarlandschaft einen Mangelfaktor darstellen. Zusätzlich ist eine möglichst hohe Rotorunterkante zu gewährleisten.

### Wespenbussard

Spezifische und nachweislich wirksame Schutzmaßnahmen liegen für diese Art nicht vor, abgesehen von Regelungen in Richtung einer Pauschalabschaltung. Die Nahrungsflüge können durch eine möglichst hohe Rotorunterkante geschützt werden, nicht jedoch die Balz- und Territorialflüge, die sich zudem nicht auf den engeren Brutplatzbereich konzentrieren. Abstandsregelungen sind nur sehr eingeschränkt sinnvoll, da die Brutplätze dieser Art schwierig zu finden sind und auch häufiger wechseln können. Ohne sehr aufwändige Untersuchungen kann eine realistische Ermittlung von Bestandsgröße und räumlicher Verteilung nur schwer gelingen (GELPKE & STÜBING 2020).

Die relative Kollisionsbetroffenheit liegt in derselben Größenordnung wie bei der Rohrweihe, wobei jedoch die Möglichkeit einer höheren Dunkelziffer bei WEA im Wald besteht (allerdings können Schlagopfer der Rohrweihe in hoch stehenden Feldfrüchten auch nicht gefunden werden). Die MGI-Einstufung ist dieselbe wie bei Rotmilan und Rohrweihe. Auf dieser Grundlage wird die Notwendigkeit gesehen, auch für den Wespenbussard Regelungen zu treffen, die darauf abzielen, dass etwaige Kollisionsopfer nicht zu einem Bestandsrückgang führen.

Der Wespenbussard weist bezüglich Flüge in größerer Höhe eine enge Bindung an günstige Thermikbedingungen auf (GELPKE & STÜBING 2020). Es wird daher vorgeschlagen, für WEA, die nachweislich in zentralen Bereichen von Brutrevieren des Wespenbussards errichtet werden sollen, eine witterungs- und tageszeitabhängige Betriebseinschränkung vorzusehen. Dabei sollte eine im Vergleich zu den anderen Arten etwas höhere Maßnahmenwirksamkeit von ca. 75 % erreicht werden, da keine zusätzliche Schutzwirkung durch einen inneren Abstand gegeben ist (vgl. Tabelle 14). Auf der Basis der bestehenden Regelungen in Hessen und Baden-Württemberg (UM & LUBW 2021), die 4,6 m/s für eine 50%ige bzw. 6,1 m/s für eine 90%ige Wirksamkeit

vorsehen, wird folgende Regelung vorgeschlagen – allerdings unabhängig von der tatsächlichen Entfernung zum Brutplatz und der Anzahl vorkommender Brutpaare:

Abschaltung der WEA vom 05. Mai bis 20. August von 09.00 Uhr bis 16.00 Uhr (gemäß GELPKE & STÜBING 2020) bei Windgeschwindigkeiten unter 5,5 m/s.

Voraussetzung für diese Vorgehensweise ist, dass bei den entsprechenden Bestandserfassungen in methodischer Hinsicht darauf geachtet wird, dass diese auch in der Lage sind, Vorkommen von Wespenbussarden tatsächlich festzustellen (siehe entsprechende Hinweise in GELPKE & STÜBING 2020).

### Uhu

Hier wird gemäß dem aktuellen Kenntnisstand (siehe Kap. 3.2.3.11) der UMK (2020) gefolgt, wonach der Uhu nur dann kollisionsgefährdet gilt, wenn die Höhe der Rotorunterkante weniger als 30 bis 50 m bzw. in hügeligem Gelände weniger als 80 m beträgt. Einer zusätzlichen Abstandsregelung im Hinblick auf das Kollisionsrisiko bedarf es in diesen Fällen nicht. Können diese Bedingungen jedoch nicht eingehalten werden, sind weitergehende Maßnahmen erforderlich. Hinsichtlich der relativen Kollisionsbetroffenheit findet sich der Uhu in derselben Größenordnung wie Rohrweihe und Wespenbussard, wobei sich die bisher bekannten Kollisionsumstände in erster Linie auf ältere niedrige WEA beziehen. Sofern sich somit geplante WEA hinsichtlich der Höhe der Rotorunterkante in derselben Dimension befinden wie ältere Anlagen, ist von einer relevanten Kollisionsgefährdung auszugehen. In solchen Fällen wird daher die bisherige Abstandsempfehlung von 1.000 m (LAG VSW 2020 und UMK 2020) weiterhin für angemessen gehalten, sofern auf der Basis einer Habitatpotenzialanalyse mit einer häufigeren Frequentierung des WEA-Standorts durch nahrungssuchende Uhus zu rechnen ist. Alternativ können aber auch nächtliche witterungsabhängige Betriebsbeschränkungen vorgesehen werden.

### Mäusebussard

Für den Mäusebussard sind weder Abstandsregelungen sinnvoll, noch weisen die einschlägigen Schutzmaßnahmen eine besondere Wirksamkeit auf. Im PROGRESS-Projekt wurde der Median der Kollisionsrate des Mäusebussards pro WEA und Jahr auf 0,433 Tiere geschätzt, wobei es ein breites Vertrauensintervall von 0,131-0,836 Tieren gab. Wird diese zusätzliche Mortalitätsrate in Berechnungen von Populationstrends mittels Matrix-Modellen integriert, ergibt sich daraus ein Einfluss auf das Populationswachstum, der je nach Ausgangsszenario zu einem deutlichen Bestandsrückgang führen kann (GRÜNKORN *et al.* 2016).

Auf dieser Grundlage bedarf es zusätzlicher Maßnahmen, um gemäß den Zielen der VRL einen kollisionsbedingten Bestandsrückgang im Zuge einer technologiespezifischen Pauschalausnahme vom Tötungsverbot zu verhindern. Auf Ebene des einzelnen Projektes kann eine Reduzierung kollisionsbedingter Mortalität gemäß den Vorschlägen von SPRÖTGE *et al.* (2018) nur dadurch gelingen, indem die Ansiedlung von Mäusebussarden in Anlagennähe aktiv

möglichst verhindert wird, da es aufgrund der flächendeckenden Verbreitung der Art nicht möglich ist, WEA nur abseits von Mäusebussardbrutplätzen zu errichten. Hierzu ist die Beseitigung vorhandener Horste im Nahbereich von WEA in Kombination mit einem Angebot an Nisthilfen und Habitatverbesserung in größerer Entfernung vorzusehen. Im Hinblick auf den Erhalt der Altvögel in der Population ist der Schutz von Individuen vor erhöhtem Mortalitätsrisiko sinnvoller als die Bewahrung von Brutplätzen in WEA-Nähe. GRÜNKORN *et al.* (2016) sowie SPRÖTGE *et al.* (2018) haben allerdings bereits darauf hingewiesen, dass für diese Art, ebenso wie für den Rotmilan, ein bundesweites Artenhilfsprogramm den weiteren Ausbau der Windenergienutzung begleiten sollte.

### Baumfalke

Die Einhaltung von Abständen macht bei dieser Art aufgrund der nur geringen Dauerhaftigkeit der Brutplätze keinen Sinn. Eine hohe Rotorunterkante entfaltet eine gewisse Schutzwirkung, reicht jedoch aufgrund des spezifischen Flugverhaltens der Art nicht aus. Angesichts der Einordnung in die MGI-Klasse erscheinen jedoch zusätzliche Maßnahmen zum Ausschluss eines Bestandsrückgangs notwendig.

Hinsichtlich der Phänologie und der teilweise schwierigen Auffindbarkeit der Brutplätze ähnelt der Baumfalke dem Wespenbussard. Auch SPRÖTGE *et al.* (2018) behandeln beide Arten gemeinsam. Mangels anderer geeigneter Ansätze wird dieser Herangehensweise gefolgt. Der Baumfalke ist allerdings häufig auch noch in der Abenddämmerung auf Jagd (SÜDBECK *et al.* 2005). Aufgrund nachlassender Thermik in den Abendstunden wird dann jedoch von einer gewissen Schutzwirkung durch eine hohe Rotorunterkante ausgegangen.

Auf dieser Basis wird bei nachgewiesener Lage der geplante WEA im Nahbereich eines Brutplatzes des Baumfalken (z.B. Regelabstand der UMK (2020) von 350 m) folgende Regelung vorgesehen:

Abschaltung der WEA vom 05. Mai bis 20. August von 09.00 Uhr bis 16.00 Uhr bei Windgeschwindigkeiten unter 5,5 m/s.

Hinsichtlich einer möglicherweise nicht sehr weitreichenden Schutzwirkung dieser Maßnahme wird darauf verwiesen, dass von allen hier behandelten Arten der Baumfalke die niedrigste relative Kollisionsbetroffenheit aufweist, so dass Schutzmaßnahmen nicht in gleicher Weise wirksam sein müssen wie bei Arten mit deutlich höherer Betroffenheit.

## 5 Ergebnis des artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells

### 5.1 Überblick

Die Ausarbeitungen in Kap. 3 und 4 führen im Überblick zu dem in Tabelle 15 dargestelltem Ergebnis. Dieses ähnelt hinsichtlich seiner Grundstruktur den bislang vorliegenden Regelungen in den Leitfäden der Bundesländer. Der wesentliche Unterschied besteht hinsichtlich der Feststellung der Genehmigungsfähigkeit von WEA in den jeweiligen Fällen. Die bisherige Praxis entscheidet hierüber im Einzelfall auf der Basis umfangreicher Erhebungen, für deren Daten allerdings keine einschlägigen Bewertungsmaßstäbe vorliegen. Die Frage der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit ist somit zunächst offen und richtet sich nach der Beurteilung der – nicht definierten – signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos.

Der Vorschlag in Tabelle 15 vereinfacht demgegenüber die Einzelfallentscheidung weitgehend. Es findet keine Beurteilung auf der Tatbestandsebene hinsichtlich der Signifikanz der Risikoerhöhung mehr statt. Stattdessen fragt er im Rahmen der von SCHARFENSTEIN & BRINGEWAT (2021) avisierten technologiespezifischen Pauschalausnahme hinsichtlich der Genehmigungsfähigkeit nur noch nach der Einordnung des geplanten Vorhabens in die drei Fallkonstellationen, woraus sich das Ergebnis zwangsläufig ergibt. Im Einzelfall sind dann nur noch Art und Ausmaß von ggf. notwendigen Schutzmaßnahmen zu ermitteln. Hierzu werden in den nachfolgenden Kapiteln entsprechende Hinweise gegeben.

**Tabelle 15: Überblick über die Regelungsvorschläge für das artenschutzrechtliche Konstellationsmodell**

Artname	Fall 1 nicht genehmigungsfähig Entfernung < innerer Schutzabstand	Fall 2 genehmigungsfähig mit Schutzmaßnahmen Entfernung zwischen innerem und äußerem Schutzabstand	Fall 3 genehmigungsfähig	Spezifische Besonderheiten
Seeadler	< 1.000 m	1.000– 2.000 m	> 2.000 m	Fall 3: ggf. ergänzende Prüfung auf Nahrungsflugkorridore
Fischadler	< 750 m	750 – 1.300 m	> 1.300 m	Fall 3: ggf. ergänzende Prüfung auf Nahrungsflugkorridore
Schreiadler	< 2.500 m	2.500 – 6.000 m	> 6.000 m	
Rotmilan	< 500 m	500 m – 900 m	> 900 m	Fall 3: ggf. ergänzende Prüfung auf besonderes Nahrungshabitat

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Artnamen	Fall 1 nicht genehmigungsfähig Entfernung < innerer Schutzabstand	Fall 2 genehmigungsfähig mit Schutzmaßnahmen Entfernung zwischen innerem und äußerem Schutzabstand	Fall 3 genehmigungsfähig	Spezifische Besonderheiten
Wanderfalke	< 1.000 m	---	> 1.000 m	Nicht bei Bruten auf Freileitungsmasten (Umsiedlung)
Weißstorch	< 600 m	600 – 900 m	> 900 m	Fall 3: ggf. Prüfung auf ergänzende Mahdabschaltung
Wiesenweihe	(< 500 m)	---	> 500 m	Jährlich wechselnd, Betriebseinschränkung der betreffenden WEA
Mäusebussard	---	---	---	Ggf. Umsiedlung und Habitatverbesserung
Schwarzmilan	< 500 m	500 – 1.000 m	> 1.000 m	
Rohrweihe <sup>1</sup>	(< 500 m)		> 500 m	Nur bei lagekonstanten Brutplätzen; bei Ackerbruten Weglockung
Wespenbussard	---	---	---	Angepasste Betriebseinschränkung bei Lage der WEA im zentralen Brutrevier
Uhu	---	---	---	Sofern ausreichende Höhe der Rotorunterkante
Baumfalke	(< 350 m)	---	> 350 m	Angepasste Betriebseinschränkung bei Lage der WEA im Nahbereich

### 5.2 Hinweise zu Fall 2

Sofern WEA in einer Entfernung zwischen innerem und äußerem Abstand zu einem oder mehreren Brutplätzen von Arten aus Tabelle 15 betrieben werden sollen, sind diese grundsätzlich genehmigungsfähig, es sind allerdings Schutzmaßnahmen zur Senkung des Kollisionsrisikos notwendig (Fall 2). Auswahl, Umfang und Ausprägung der möglichen

Schutzmaßnahmen (vgl. Kap. 4.2.2) sind abhängig von den Standortgegebenheiten, der Ausstattung mit umliegenden Brutplätzen WEA-sensibler Arten sowie von den artspezifischen Verhaltensweisen. Grundsätzlich ist es sinnvoll das ganze Spektrum an Vermeidungsmaßnahmen zu prüfen und ggf. zu kombinieren (BIEHL *et al.* 2017).

Nachfolgend werden für die in Tabelle 15 rot gekennzeichneten Arten Hinweise zu Art und Umfang von Schutzmaßnahmen für die einzelnen Arten dargestellt. Für den Rotmilan, der in der meisten Zahl der Fälle eine Rolle spielen dürfte, erfolgt dies anhand von verschiedenen Szenarien zur Lage der WEA in Relation zur räumlichen Verteilung geeigneter Nahrungshabitate. Für die in Tabelle 15 orange und gelb gekennzeichneten Arten erfolgt in Kapitel 5.4.1 eine kurze Zusammenfassung der bereits in Kapitel 4.2.9 dargelegten Ausführungen zu möglichen Schutzmaßnahmen, im Einzelfall ergänzt durch zusätzliche Hinweise.

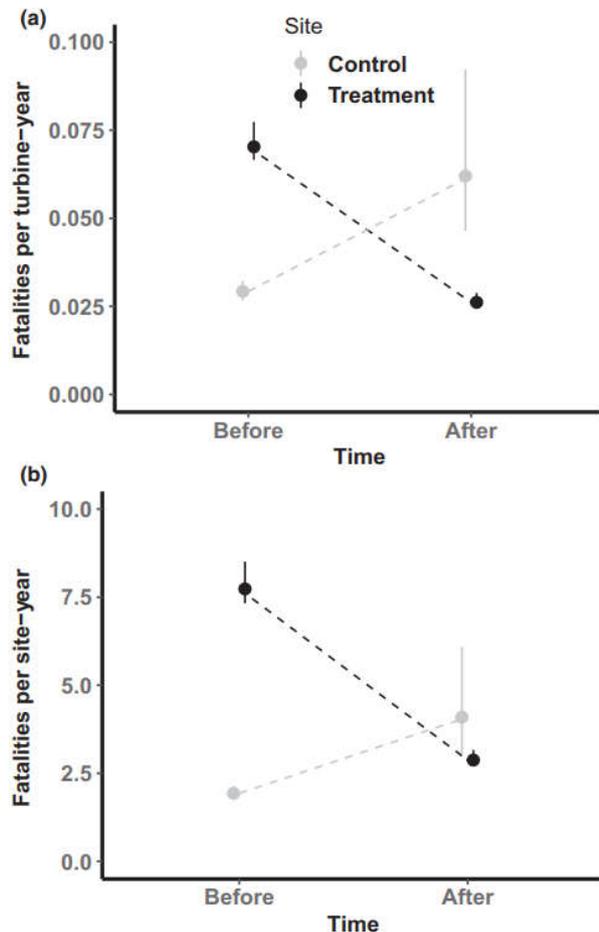
Grundsätzlich ist zu betonen, dass die erforderlichen Maßnahmen nicht dazu dienen, die Erfüllung des Verbotstatbestandes zu vermeiden. Sie sollen stattdessen im Rahmen des Konzeptes einer technologiespezifischen Pauschalausnahme sicherstellen, dass auch bei Errichtung von WEA in der Fallkonstellation 2 das Kollisionsrisiko nicht so hoch ist, dass daraus ein Bestandsrückgang resultieren könnte. Diesbezüglich ist auch auf Abbildung 1 zu verweisen, wonach bei der Konzeption von Abständen und Maßnahmen wirtschaftliche Erfordernisse eine Rolle spielen, denen gemäß der Zielsetzung Art. 2 der VRL Rechnung zu tragen ist. Demzufolge werden keine Maßnahmen vorgesehen, die einen wirtschaftlichen Betrieb der WEA stark einschränken oder sogar unmöglich machen, wie z.B. dauerhafte Abschaltungen während der gesamten Brutzeit.

### See- und Fischadler

Für diese beiden Arten ist eine Kollisionsgefährdung in erster Linie gegeben, wenn WEA in einem häufig genutzten Flugkorridor zwischen Brutplatz (Wald) und Hauptnahrungsgebiet (größere Gewässer) betrieben werden. Dies führt jedoch i.d.R. nur zu wenigen Durchflügen pro Tag, anders als z.B. beim Rotmilan, der die Windparkflächen zur Nahrungssuche nutzt (zumindest im Offenland). Die einzige Schutzmaßnahme, die sich hierfür effektiv anbietet, ist eine ereignisbezogene Abschaltung mit Hilfe eines technischen Antikollisionssystems.

In einer amerikanischen BACI-Studie (before-after-control-impact) zur Reduzierung von Kollisionsopfern bei Adlern mit Hilfe des Systems Identiflight (MCCLURE *et al.* 2021) konnte im Vergleich des Test-Windparks mit einem Kontroll-Windpark die Anzahl kollidierter Adler um 82 % gesenkt werden (Abbildung 21).

Dies zeigt die grundsätzliche Leistungsfähigkeit solcher Systeme. Für die fachliche Anerkennung in Deutschland muss eine standardisierte art- bzw. artgruppenspezifische Erprobung gemäß den Kriterien von KNE (2019) erfolgen. Zudem sind bei nachgewiesener Wirksamkeit eine zügige Zertifizierung und behördliche Anerkennung erforderlich, um das mit diesen Systemen verbundene Potential zur wirksamen Verbesserung des Artenschutzes nutzen zu können.



**Abbildung 21: Auf der Basis von Kollisionsopfersuchen geschätzte Anzahl kollidierter Adler vor und nach der Installation von Identiflight im Test-Windpark (Treatment)**

Quelle: (McCLURE *et al.* 2021); ermittelt pro WEA und Jahr sowie pro Windpark und Jahr

## Schreiadler

Für den Schreiadler können sämtliche in Tabelle 13 genannten Schutzmaßnahmen einen Beitrag zur Senkung des Kollisionsrisikos leisten.

### Stets zu prüfende Maßnahmen

- Wahl eines Anlagentyps mit möglichst hoher Rotorunterkante
- Wahl eines Standorts möglichst abseits besonders attraktiver Nahrungshabitate wie z.B. extensiv genutztes Grünland, Feuchtgrünland, Kleingewässer mit Puffer (LUNG MV 2016)

Im Gegensatz zu den anderen Arten ist für den Schreiadler ein sehr ausgedehnter Bereich zwischen innerem und äußerem Schutzabstand vorgesehen (3-6 km). Es erscheint daher sinnvoll Differenzierungen zu treffen sowohl hinsichtlich der Entfernung der WEA zum Brutplatz als auch der betroffenen Habitatfunktion (Nahrungsgebiet, Flugkorridor).

Ausgeprägte Flugkorridore zwischen Brutplatz und Hauptnahrungsgebiet sind eher in Entfernungen bis ca. 5 km zu erwarten. Im Falle einer derartigen Betroffenheit bietet sich in erster Linie – analog zu See- und Fischadler – der Einsatz eines technischen Antikollisionssystems an, sofern dafür eine Wirksamkeit in Bezug auf den Schreiadler nachgewiesen ist. Weiterhin besteht die Möglichkeit der Schaffung von brutplatznahen Ablenkflächen, um dadurch die Frequentierung des Flugkorridors zu verringern. Eine solche Verringerung lässt sich mittels der Datenaufzeichnungen des Antikollisionssystems sehr gut überprüfen, so dass dieses dann im positiven Fall ggf. gar nicht mehr vonnöten ist.

Generell ist beim Schreiadler – anders als bei See- und Fischadler – die Schaffung attraktiver Ablenkflächen eine gute Möglichkeit der Beeinflussung seiner Raumnutzung. SCHELLER & FRANKE (2020) betonen, dass der Nahrungsreichtum über die Größe des Jagdreviers des Schreiadlers entscheidet. So sind beispielsweise die Aktionsräume von Schreiadlern in Lettland nur halb so groß wie jene in Mecklenburg-Vorpommern (ebd.). Hinweise zur qualitativen und quantitativen Herleitung der Ausgestaltung von Ablenkflächen finden sich beispielsweise in LUNG MV (2016).

Bei einer Betroffenheit von Nahrungsflächen durch WEA wird folgende Herangehensweise vorgeschlagen:

- Entfernung 2,5-4,5 km zum Brutplatz: Schaffung von brutplatznahen Ablenkflächen sowie zusätzlich Abschaltung der WEA bei Mahd oder Ernte oder zusätzlich Einsatz eines wirksamen Antikollisionssystems
- Entfernung 4,5-6 km zum Brutplatz: Schaffung von brutplatznahen Ablenkflächen oder Einsatz eines wirksamen Antikollisionssystems

Für den erstgenannten Fall wird aufgrund der noch relativ geringen Entfernung davon ausgegangen, dass durch die Schaffung von Ablenkflächen die Frequentierung des Windparks nicht hinreichend gesenkt wird. Daher werden zusätzlich temporäre Abschaltungen oder der Einsatz eines Antikollisionssystems vorgesehen. Im zweiten Fall wird angenommen, dass aufgrund der größeren Entfernung brutplatznahe Ablenkflächen eine hinreichende Wirkung entfalten. Das Antikollisionssystem ist daher nicht zusätzlich erforderlich, sondern stellt in beiden Fällen eine Alternative dar.

### Rotmilan

Für den Rotmilan können ebenfalls sämtliche in Tabelle 13 genannten Schutzmaßnahmen einen Beitrag zur Senkung des Kollisionsrisikos leisten.

#### Stets zu prüfende Maßnahmen

- Wahl eines Anlagentyps mit möglichst hoher Rotorunterkante
- Wahl eines Standorts möglichst abseits besonders attraktiver Nahrungshabitate wie z.B. extensiv genutztes Grünland, Brachflächen, strukturreiche Landschaft mit hohem Grenzlinienanteil (LUNG MV 2016; ISSELBÄCHER *et al.* 2018; KATZENBERGER 2019)

### Grundlagen der Szenarienwahl

In einer bundesweiten Habitatmodellierung konnte KATZENBERGER (2019) zeigen, dass das Vorkommen des Rotmilans in Deutschland wesentlich durch die landwirtschaftliche Nutzung und die Habitatvielfalt, welche in engem Zusammenhang mit der Nahrungsverfügbarkeit stehen, bestimmt wird. HEUCK *et al.* (2019b) betonen, dass in Räumen mit großen Waldgebieten die Brutdichte des Rotmilans generell geringer ist als in solchen, die nur kleine Waldgebiete aufweisen (S. 75). Zum Einfluss von Waldflächen auf die Flugaktivität, der von ihnen telemetrierten Rotmilane führen sie aus (ebd. S. 81): „Als Greifvogel, der im Offenland jagt, meidet er tendenziell Wälder.“

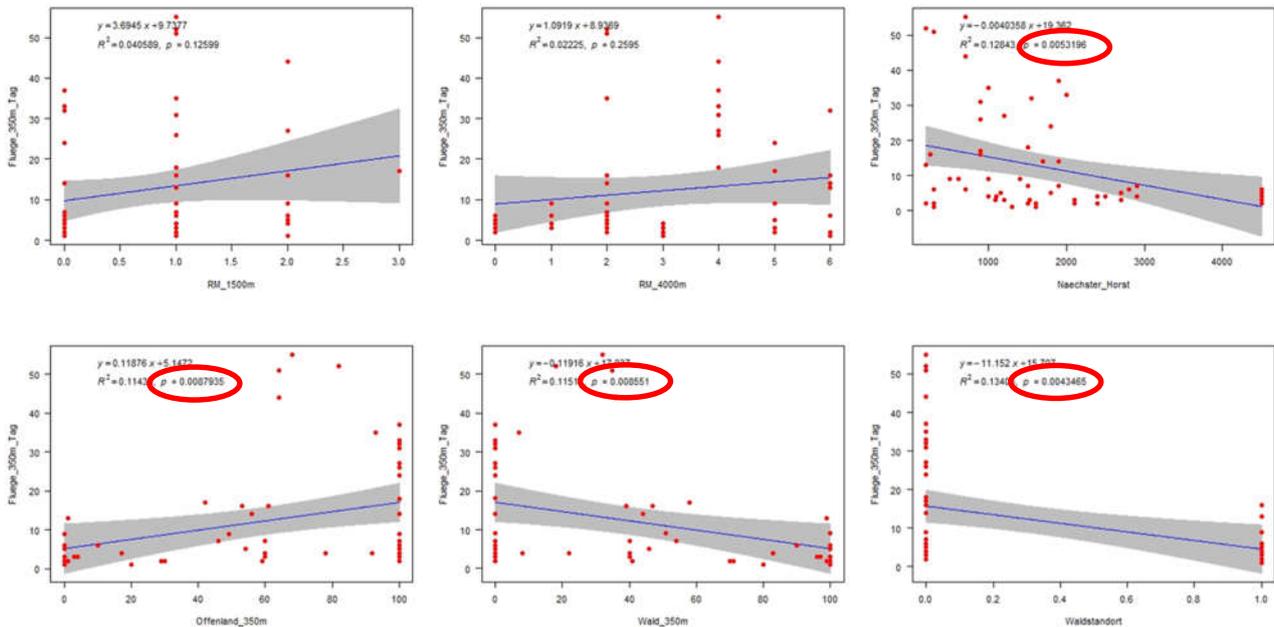
In einer Auswertung von Raumnutzungsanalysen von Rotmilanen an 73 WEA-Standorten aus 17 Windparkprojekten (REICHENBACH *et al.* 2020) zeigte sich anhand von linearen Regressionen (s. Abbildung 22), dass die Flugaktivität in einem Radius von 350 m um eine WEA mit zunehmender Entfernung zum nächsten Brutplatz, mit zunehmendem Waldanteil in dem genannten Radius sowie bei Waldstandorten gegenüber Nicht-Waldstandorten signifikant sinkt. Im Gegenzug steigt die Flugaktivität signifikant mit zunehmendem Anteil an Offenland im 350 m Radius.

Der Erklärungsgehalt des jeweiligen einzelnen Zusammenhangs ( $R^2$ -Wert) ist allerdings relativ klein. Daher wurde aus den betrachteten Parametern ein multivariates Modell erstellt, das möglichst schlank und aussagekräftig sein und zudem einen möglichst hohen  $R^2$ -Wert aufweisen sollte. Diese Anforderung erfüllt ein Modell aus den beiden Faktoren „Entfernung zum nächsten Horst“ und „Anteil an Offenland im 350 m Radius“, das die ermittelte Varianz der Werte zu 38% erklären kann ( $R^2 = 0,38$ ). Aus diesem Modell ergibt sich folgende generelle Aussage: je kleiner die Distanz der WEA zum nächsten Rotmilanhorst und größer gleichzeitig der Anteil an Offenlandflächen im 350 m Radius, desto höher ist das Maß an erwartbarer Rotmilan-Flugaktivität in diesem Radius (s. Abbildung 23). Konkret lässt sich daran z. B. ablesen, dass bei einem Abstand von ca. 1.000 m zum nächsten Horst und einem sehr geringen Offenlandanteil eine nur niedrige Flugaktivität erwartet werden kann.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

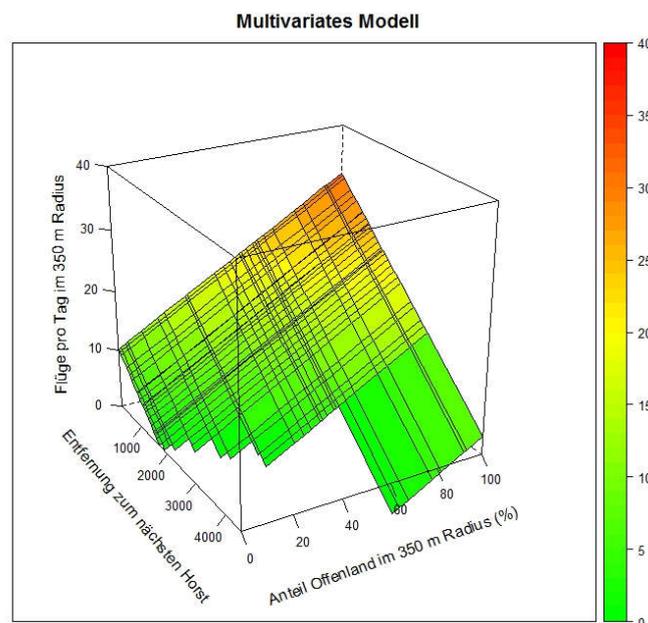
Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group



**Abbildung 22: Ergebnisse linearer Regressionen zur Abhängigkeit der Rotmilanflugaktivität im 350 m Radius um eine WEA**

Oben links: Anzahl Rotmilanbrutplätze im 1.500 m Radius; oben Mitte: Anzahl Rotmilanbrutplätze im 4.000 m Radius; oben rechts: Distanz zum nächstgelegenen Brutplatz; unten links: Anteil Offenland im 350 m Radius; unten Mitte: Anteil Wald im 350 m Radius; unten rechts: Lage in oder außerhalb von Waldflächen. Daten aus 17 ausgewerteten Raumnutzungsanalysen mit 73 WEA, statistisch signifikante Zusammenhänge ( $p < 0,05$ ) sind rot umrandet



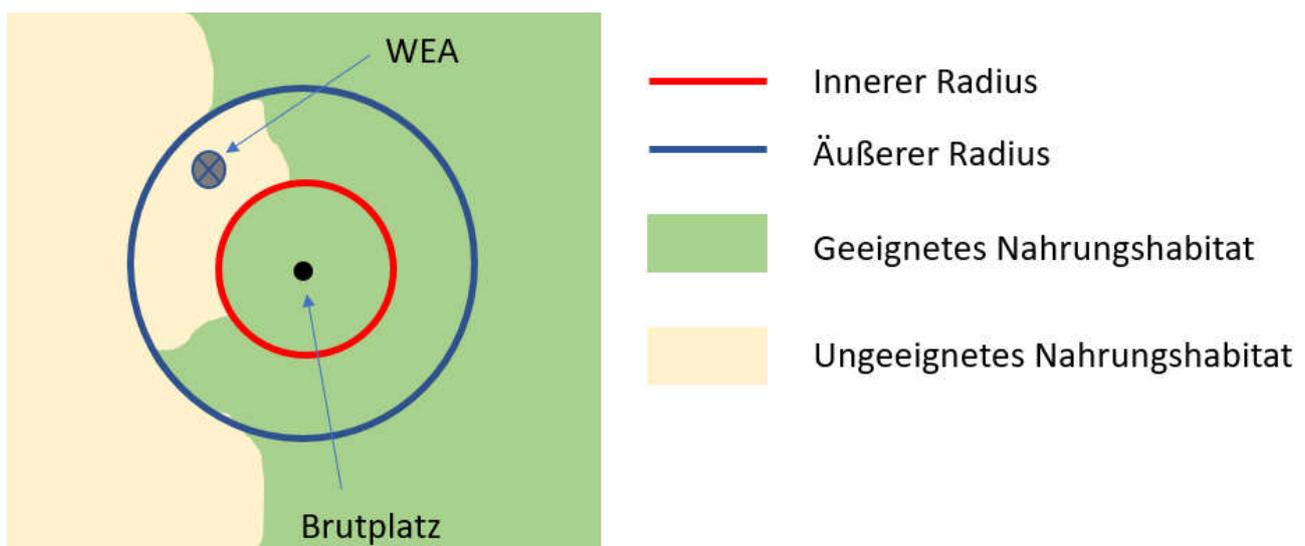
**Abbildung 23: Multivariates Modell zur Relation von Horstentfernung und Offenlandanteil zur Flugaktivität**  
Quelle: REICHENBACH *et al.* (2020); Daten aus 17 ausgewerteten Raumnutzungsanalysen mit 73 WEA ( $p < 0,01$ ,  $R^2 = 0,38$ )

Als Bewertungsindikatoren für die Güte eines Modells können dessen Signifikanz sowie das Bestimmtheitsmaß  $R^2$ , welches Werte zwischen 0 und 1 annimmt und den Anteil der erklärten Varianz wiedergibt, genutzt werden. Das in Abbildung 23 dargestellte multivariate Regressionsmodell zeigt einen hoch signifikanten Zusammenhang ( $p < 0,01$ ) zwischen der Flugaktivität von Rotmilanen im betrachteten Bereich (350 m um 73 WEA-Standorte) und den beiden Variablen. Der  $R^2$ -Wert beträgt 0,38, sodass hiermit knapp 40 % der Varianz erklärt werden können. Im Kontext landschaftsökologischer Fragestellung ist dieser Wert als sehr zufriedenstellend zu erachten (MOLLER & JENNIONS 2002; PEEK *et al.* 2003; LOW-DECARIE *et al.* 2014; MARTIN 2015). Als großer Vorteil des Modells stellt sich die geringe Anzahl an erklärenden Variablen dar. Dadurch wird es möglich eine erste Einschätzung der erwartbaren Flugaktivität mit Hilfe der Betrachtung von lediglich zwei Standortparametern durchzuführen.

Auf dieser Grundlage werden nachfolgend drei einfache Szenarien verwendet, die sich hinsichtlich der Lage einer geplanten WEA in geeignetem (Offenland) oder ungeeignetem Nahrungshabitat (z.B. Wald) unterscheiden.

#### Szenario 1

Im Szenario 1 befindet sich der geplante Anlagenstandort in einer Entfernung zwischen 500 m und 1.000 m zum nächsten Rotmilanbrutplatz, liegt allerdings nicht in einem Bereich mit Eignung als Nahrungshabitat (Abbildung 24). Auch in seiner Verlängerung – vom Brutplatz aus gesehen – ist kein attraktives Nahrungshabitat vorhanden, wohl aber abseits bzw. in entgegengesetzter Richtung der WEA.

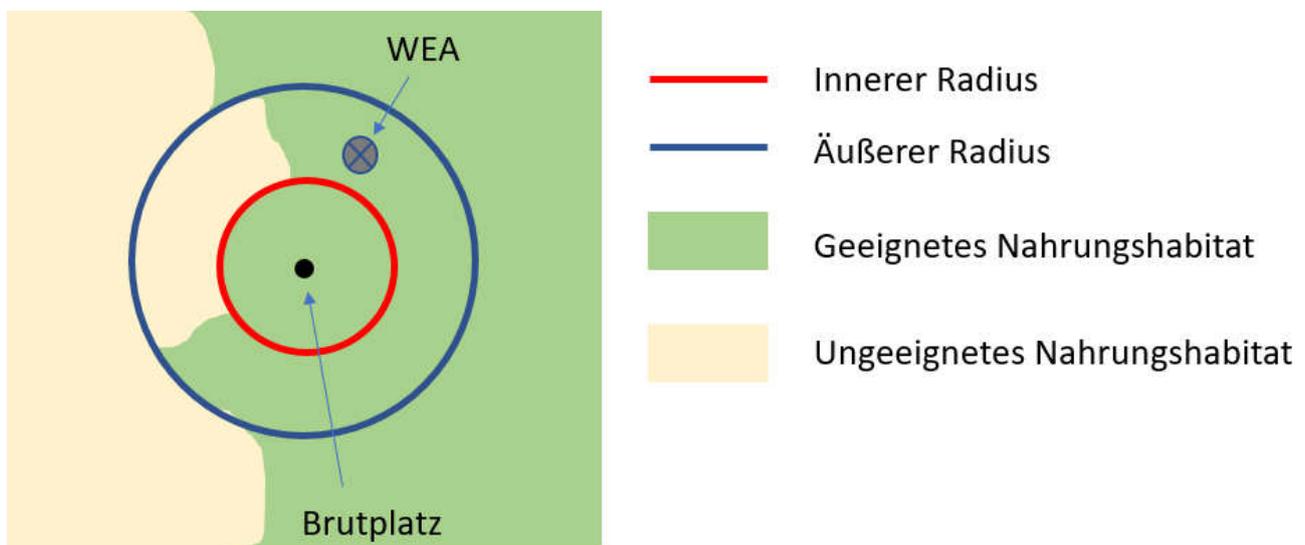


**Abbildung 24: Rotmilan-Szenario 1: Lage im ungeeigneten Nahrungshabitat**

In diesem Szenario ist das Konfliktpotenzial des gewählten Anlagenstandorts trotz der Zugehörigkeit zur Fallkonstellation 2 (Lage innerhalb des äußeren Schutzabstandes) vergleichsweise gering, sodass Schutzmaßnahmen nur in geringem Umfang nötig sind. Es wird daher ein „Grundschutz“ durch eine möglichst hohe Rotorunterkante für ausreichend gehalten, der hierdurch bereits ein Schutzniveau von 75 % und mehr erreicht werden kann.

### Szenario 2

Im Szenario 2 befindet sich der geplante Anlagenstandort in einem Bereich mit Eignung als Nahrungshabitat. Im näheren und weiteren Umfeld stehen in größerem Umfang weitere Nahrungsflächen zur Verfügung (Abbildung 25).



**Abbildung 25: Rotmilan-Szenario 2: Lage im großräumig geeigneten Nahrungshabitat**

Im Szenario 2 muss davon ausgegangen werden, dass der Anlagenstandort häufiger zur Nahrungssuche frequentiert wird, sich aber in seiner Qualität nicht in besonderem Maße von den umliegenden Nahrungsflächen unterscheidet. Temporär kann es jedoch durch Mahd- oder Erntearbeiten zu einer starken Anlockwirkung kommen. Es bedarf somit Maßnahmen, die sich einerseits auf die „normale“ Frequentierung der Fläche durch Rotmilan beziehen und andererseits auf derartige Spitzenzeiten.

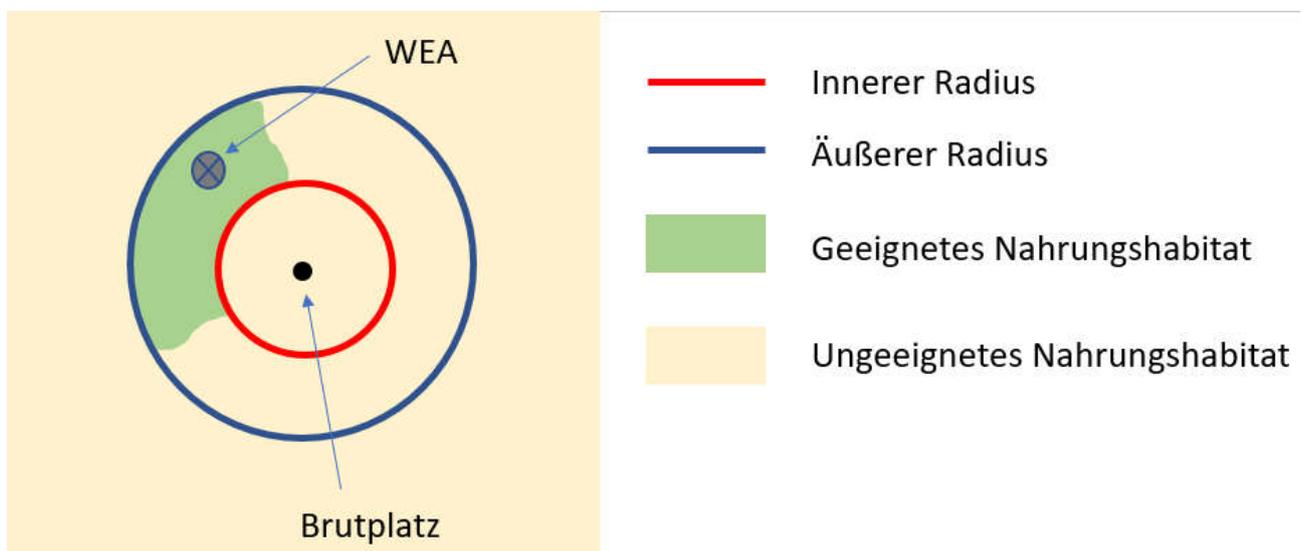
Hier sind daher über den Grundschutz einer hohen Rotorunterkante hinaus weitere Maßnahmen erforderlich:

- Schaffung von Ablenkflächen zur generellen Senkung der Flugaktivität in WEA-Nähe in Kombination mit
- Temporärer Abschaltung bei Mahd bzw. Ernte zur Abdeckung der Spitzenzeiten oder als Alternative zu beidem
- Einsatz eines hinreichend wirksamen technischen Antikollisionssystems.

Hinweise zur qualitativen und quantitativen Herleitung der Ausgestaltung von Ablenkflächen finden sich beispielsweise in LUNG MV (2016). Neue Erkenntnisse sind aus einem laufenden Forschungsprojekt des BfN zu erwarten.<sup>20</sup>

### Szenario 3

Im Szenario 3 befindet sich der geplante Anlagenstandort ebenfalls in einem Bereich mit Eignung als Nahrungshabitat. Im näheren und weiteren Umfeld stehen jedoch keine oder kaum weitere Nahrungsflächen zur Verfügung (Abbildung 26). Es handelt sich somit um ein essenzielles oder zumindest stark frequentiertes Nahrungsgebiet



**Abbildung 26: Rotmilan-Szenario 3: Lage im kleinräumig geeigneten Nahrungshabitat**

Aufgrund von Mangel an alternativen Nahrungshabitaten im näheren Umfeld ist von einer dauerhaft sehr hohen Flugaktivität auszugehen.

Die erforderlichen Maßnahmentypen sind grundsätzlich dieselben wie im Szenario 2, die qualitativen und quantitativen Anforderungen sind jedoch höher. Für die Schaffung von Ablenkflächen dürfte hier jedoch aufgrund der generellen Knappheit an Nahrungsflächen von einer hohen Wirksamkeit ausgegangen werden, sofern eine Realisierung in dem bislang ungeeigneten Nahrungshabitat möglich ist (fraglich z. B. im Wald).

Im Hinblick auf die Verwendung eines technischen Antikollisionsystems ist zu beachten, dass dessen Wirksamkeit im Szenario 3 deutlich höher sein sollte als im Szenario 2. Dies kann einen Einfluss auf die Auswahl der am Markt verfügbaren bzw. in Entwicklung befindlichen Systeme haben.

<sup>20</sup> <https://www.natur-und-erneuerbare.de/projektdatenbank/projekte/wirksamkeit-von-lenkungsmassnahmen-fuer-den-rotmilan/>, abgerufen am 30.03.2021

### Szenario 4

Die drei vorherigen Szenarien beziehen sich jeweils auf ein einzelnes Brutvorkommen. In der Realität kommt es jedoch häufiger vor, dass im Umfeld einer Nahrungsfläche mehrere Brutpaare des Rotmilans siedeln, was nochmals zu einer deutlich höheren Flugaktivität in dem betreffenden Bereich führen kann.

Ansätze zur Quantifizierung der in solchen Fällen erwartbaren Flugaktivität sind jüngst entwickelt worden (REICHENBACH *et al.* 2020). Auswertungen von Raumnutzungsbeobachtungen sowie von Daten, die mittels des Detektionssystems *IdentiFlight* erhoben wurden, ergaben, dass in Einzelfällen bis zu 30-50 Rotmilanflüge pro Tag in einem Umkreis von 350 m um einen WEA-Standort gezählt werden können.

Hieraus resultiert ein entsprechend zielgerichteter Maßnahmenbedarf. Bei einer derart hohen Flächenattraktivität kann nicht damit gerechnet werden, dass Ablenkflächen eine substanzielle Reduzierung der Flugaktivität bewirken können. Es wird daher vorgeschlagen in solchen Fällen eine Kombination aus einem Antikollisionssystem mit hoher Wirksamkeit und einer temporären Abschaltung bei Mahd bzw. Ernte vorzusehen, sofern nicht nachgewiesen werden kann, dass das zum Einsatz kommende System auch bei sehr hoher Flugaktivität präzise genug abschaltet.

### **Weißstorch**

Wie für Schreiadler und Rotmilan kommen für den Weißstorch ebenfalls sämtliche in Tabelle 13 genannten Schutzmaßnahmen in Frage.

#### Stets zu prüfende Maßnahmen

- Wahl eines Anlagentyps mit möglichst hoher Rotorunterkante
- Wahl eines Standorts möglichst abseits besonders attraktiver Nahrungshabitate (Grünland, Feuchtgebiete)

Bei Errichtung von WEA in Nahrungsgebieten des Weißstorchs ist in erster Linie der hohen Attraktionswirkung bei Mahd oder Ernte durch entsprechende temporäre Abschaltung Rechnung zu tragen, da insbesondere gegen Ende der Brutzeit sich teilweise über 20 Störche auf solchen Flächen versammeln können. Alternativ kann auch ein Antikollisionssystem zum Einsatz kommen, sofern seine Wirksamkeit in Bezug auf den Weißstorch nachgewiesen wurde.

Die Schaffung brutplatznaher und abseits der WEA gelegener Nahrungsflächen kann zu einer Verringerung der Frequentierung der Windparkfläche führen, insbesondere bei Anlage von Feuchtbiotopen, die sehr häufig einen Mangel in der Landschaft darstellen.

### **Schwarzmilan**

Der Schwarzmilan orientiert sich bei Nahrungssuche und Brutplatzwahl in stärkerem Maße an Gewässern und Feuchtgebieten als der Rotmilan und tritt dementsprechend weniger häufig in der offenen Agrarlandschaft auf (SÜDBECK *et al.* 2005). Es wird daher auf die Ausführungen zum

Weißstorch verwiesen, insbesondere hinsichtlich der Schaffung von Feuchtbiotopen als Ablenkflächen. Die übrigen Maßnahmen kommen in gleicher Weise wie für Rotmilan und Weißstorch zum Tragen.

### 5.3 Hinweise zu Fall 3

Die Arten See- und Fischadler sowie Rotmilan und Weißstorch weisen Aktionsradien auf, die meist deutlich über die in Kapitel 4.1 ermittelten äußeren Schutzabstände hinausgehen. Dem wurde beispielweise in LAG VSW (2015) sowie den Leitfäden der Bundesländer Rechnung getragen, indem in einem weiter gefassten zweiten Prüfradius ermittelt werden sollte, ob durch den geplanten Windpark essenzielle oder häufig genutzte Nahrungsgebiete und Flugkorridore betroffen sein können. So können See- und Fischadler regelmäßig Flüge über mehrere Kilometer zu weiter entfernten Nahrungsgewässern absolvieren.

Ähnliches gilt auch für Rotmilan und Weißstorch in Abhängigkeit von der räumlichen Verteilung attraktiver Nahrungsgebiete. Hierbei spielt insbesondere das Vorhandensein von Grünlandflächen und Feuchtgebieten in Relation zur Habitatausstattung des Umlandes eine Rolle. Beide Arten können hierfür ebenfalls größere Distanzen zurücklegen, insbesondere auch wenn durch landwirtschaftliche Arbeiten temporär eine besonders gute Nahrungserreichbarkeit besteht (z.B. Grünlandmahd, Getreideernte).

Grundsätzlich ist das verbleibende Kollisionsrisiko außerhalb des äußeren Schutzabstandes durch die vorgesehene technologiespezifische Pauschalausnahme abgedeckt. Zudem sollten besonders wertvolle Habitate und Schwerpunktorkommen gefährdeter Arten bereits bei der Ausweisung von Konzentrationszonen oder Eignungsgebieten berücksichtigt werden (Freihalten von Dichtezentren). Die probabilistische Abschätzung der Kollisionswahrscheinlichkeiten hat weiterhin gezeigt, dass diese mit zunehmender Entfernung vom Brutplatz sehr stark abnimmt. Bei den vier genannten Arten können jedoch in seltenen Fällen Situationen auftreten, in denen die Raumnutzung sehr stark von der idealisierten Kreisverteilung abweicht, so dass dann der probabilistische Ansatz in dem betreffenden Raumausschnitt eines weiter entfernten Nahrungshabitats oder Flugkorridors die Kollisionswahrscheinlichkeit möglicherweise deutlich unterschätzt.

Es wird daher vorgeschlagen im Hinblick auf die Arten See- und Fischadler sowie Rotmilan und Weißstorch bei einem geplanten Windpark in der Fallkonstellation 3 wie folgt zu verfahren:

- Anfrage bei den zuständigen Naturschutzbehörden, ob es Hinweise zu Brutplätzen der genannten Arten außerhalb des jeweiligen äußeren Schutzabstandes gibt, die ggf. von dem Vorhaben betroffen sein könnten,
- Bei Vorliegen entsprechender Hinweise Durchführung einer Habitatpotenzialanalyse (HPA), ob der geplante Windpark innerhalb eines ausgeprägten Flugkorridors oder eines essenziellen oder temporär stark genutzten Nahrungshabitats liegen kann,
- Prüfung eines Maßnahmenanfordernisses in Abhängigkeit vom Ergebnis der HPA.

Grundsätzlich ist zu betonen, dass ein solches Maßnahmenanfordernis außerhalb des äußeren Schutzabstandes im Rahmen des vorgeschlagenen artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells einen seltenen Einzelfall darstellt. Ob und in welchem Umfang tatsächlich Schutzmaßnahmen trotz der Lage außerhalb des äußeren Schutzradius erforderlich sind, ist jeweils gutachterlich zu beurteilen. Es muss sich jedoch im Falle der Adler tatsächlich um einen häufig genutzten Flugweg zu einem Hauptnahrungsgewässer handeln. Wenn sich dies mittels einer HPA nicht eindeutig klären lässt, können ggf. ergänzende Untersuchungen in der Phase der Versorgung großer Jungvögel erfolgen, sei es durch menschliche Beobachter oder durch ein technisches Detektionssystem. Letzteres könnte auch gleich als Maßnahme durch Kopplung mit einer bedarfsgerechten Abschaltung installiert werden. Eine Evaluation der Daten nach der ersten Brutsaison des Anlagenbetriebs könnte dann über die weitere Notwendigkeit entscheiden.

Dieselbe Möglichkeit könnte auch bei Weißstorch und Rotmilan zur Anwendung kommen. Als alternative Maßnahmen kommen für diese Arten temporäre Abschaltungen während der Mahd bzw. Ernte in Betracht, deren Notwendigkeit, sofern nicht aus der HPA ersichtlich, ggf. durch Datenerhebungen in den relevanten Zeitfenstern geklärt werden kann. Derartige Erhebungen dienen jedoch nicht einer Prüfung auf Genehmigungsfähigkeit, sondern sollen lediglich die Beurteilungsgrundlage dafür bieten, ob eine besondere Situation vorliegt, die trotz der Lage des Vorhabens außerhalb des äußeren Schutzradius ergänzende Maßnahmen erforderlich macht. Insbesondere beim Rotmilan als der häufigsten der vier genannten Arten ist darauf zu verweisen, dass Maßnahmen außerhalb des äußeren Schutzabstandes nicht den Regelfall darstellen können.

### 5.4 Verbleibende Prüfungserfordernisse im Einzelfall

#### 5.4.1 Genehmigungsfähigkeit in Bezug auf das Tötungsverbot

Im Hinblick auf die in Tabelle 15 rot gekennzeichneten Arten **Seeadler, Fischadler, Schreiadler, Rotmilan, Weißstorch und Schwarzmilan** sind für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Fragen zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben innerhalb des inneren Schutzabstandes gemäß Tabelle 15 (Fall 1 gemäß Tabelle 1)?

Wenn ja: Vorhaben nicht genehmigungsfähig

Wenn nein: weiter mit Frage 2

2. Befindet sich das Vorhaben innerhalb des äußeren Schutzabstandes gemäß Tabelle 15 (Fall 2 gemäß Tabelle 1)?

Wenn ja: Vorhaben genehmigungsfähig, Ermittlung der erforderlichen Schutzmaßnahmen

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Wenn nein: weiter mit Frage 3

3. Sind trotz Lage außerhalb des äußeren Schutzabstandes gemäß Tabelle 15 ggf. noch Schutzmaßnahmen erforderlich (Fall 3 gemäß Tabelle 1)?

Wenn ja: Vorhaben genehmigungsfähig, Ermittlung der erforderlichen Schutzmaßnahmen

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

Im Hinblick auf den in Tabelle 15 orange gekennzeichneten **Wanderfalken** sind für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Fragen zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben innerhalb des inneren Schutzabstandes gemäß Tabelle 15 (Fall 1 gemäß Tabelle 1)?

Wenn ja: weiter zu Frage 2

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

2. Handelt es sich um dauerhafte Fels-, Gebäude- oder Baumbruten?

Wenn ja: Vorhaben nicht genehmigungsfähig

Wenn nein: Vorhaben genehmigungsfähig, Umsiedlung erforderlich (insbesondere bei Bruten auf Freileitungsmasten)

Im Hinblick auf die in Tabelle 15 orange gekennzeichneten **Wiesenweihe** ist für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Frage zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben in einem bekannten Schwerpunktorkommen der Art und ist daher mit – jährlich wechselnden – Brutplätzen innerhalb des inneren Schutzabstandes gemäß Tabelle 15 zu rechnen (Fall 1 gemäß Tabelle 1)?

Wenn ja: Vorhaben genehmigungsfähig mit brutzeitbezogener Tagabschaltung der betreffenden WEA und jährlichem Monitoring hinsichtlich der wechselnden Lage der Brutplätze

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

Im Hinblick auf die in Tabelle 15 orange gekennzeichneten **Rohrweihe** sind für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Fragen zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben innerhalb des inneren Schutzabstandes gemäß Tabelle 15 (Fall 1 gemäß Tabelle 1)?

Wenn ja: weiter zu Frage 2

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

2. Handelt es sich um dauerhafte Brutplätze in natürlichem Habitat?

Wenn ja: Vorhaben nicht genehmigungsfähig

Wenn nein: Vorhaben genehmigungsfähig, Umsiedlung erforderlich durch Schaffung natürlicher Bruthabitate (Weglockung)

Im Hinblick auf den in Tabelle 15 orange gekennzeichneten **Wespenbussard** ist für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Frage zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben in einem zentralen Brutrevier mit hoher Flugaktivität?

Wenn ja: witterungs- und tageszeitabhängige Betriebseinschränkung während der Brutzeit

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

Im Hinblick auf den in Tabelle 15 orange gekennzeichneten **Uhu** ist für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Frage zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben in Brutplatznähe und weisen die betreffenden WEA eine Rotorunterkantenhöhe von < 50 m auf (80 m in hügeligem Gelände)?

Wenn ja: Änderung der WEA-Dimensionierung oder Durchführung einer Habitatpotenzialanalyse und ggf. Prüfung auf Erfordernis nächtlicher Betriebsbeschränkungen

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

Im Hinblick auf den in Tabelle 15 gelb gekennzeichneten **Mäusebussard** ist für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Frage zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben in unmittelbarer Brutplatznähe (ca. 250 m gemäß SPRÖTGE *et al.* 2018)?

Wenn ja: Vorhaben genehmigungsfähig, Umsiedlung erforderlich (mit begleitenden Habitatverbesserungsmaßnahmen)

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

Im Hinblick auf den in Tabelle 15 gelb gekennzeichneten **Baumfalken** ist für die Feststellung der artenschutzrechtlichen Genehmigungsfähigkeit im Genehmigungsverfahren gemäß dem vorliegenden Modell folgende Frage zu prüfen:

1. Befindet sich das Vorhaben in unmittelbarer Brutplatznähe (ca. 350 m gemäß UMK (2020)?

Wenn ja: Vorhaben genehmigungsfähig, witterungs- und tageszeitabhängige Betriebseinschränkung während der Brutzeit

Wenn nein: Vorhaben ohne Einschränkung genehmigungsfähig

Im jeweiligen Genehmigungsverfahren liegt der Schwerpunkt der Artenschutzprüfung – bezogen auf das Tötungsverbot – somit nicht mehr auf der Beurteilung der Genehmigungsfähigkeit, sondern auf der Ermittlung von Art und Umfang von notwendigen Schutzmaßnahmen in der Fallkonstellation 2 sowie ggf. in 3. Planung und Konzeption dieser Maßnahmen können hinreichend konkret nur im jeweiligen Einzelfall erfolgen, ein vollständiges „Vorausdenken“ aller Eventualitäten ist im Rahmen der vorliegenden Unterlage nicht möglich. Durch die Ausarbeitungen in den Kapiteln 4.2 und 5 sollen jedoch möglichst konkrete Hilfestellungen für die Maßnahmenplanung geleistet werden.

### 5.4.2 Hinweise zu notwendigen Bestandserfassungen

Die im Zuge der Erstellung der Antragsunterlagen durchzuführenden Bestandserfassungen müssen die Prüfung auf die Erfüllung aller drei Verbotstatbestände des § 44 Abs. 1 BNatSchG ermöglichen. Im Hinblick auf das Tötungsverbot ist im Rahmen des vorliegenden Modells allerdings nur noch die Erfassung der Brutplätze der in Tabelle 15 genannten Arten innerhalb der aufgeführten äußeren Schutzabstände erforderlich. Das daraus resultierende Erfassungsprogramm muss die jeweiligen jahreszeitlichen und methodischen Spezifika berücksichtigen, die sich den entsprechenden Standards in SÜDBECK *et al.* (2005) entnehmen lassen. Aufwändige Raumnutzungserfassungen sind darüber hinaus im Regelfall nicht notwendig. Gezielte Flugwebebeobachtungen in gewissem Umfang können jedoch wertvolle zusätzliche Hinweise in Bezug auf die Lage von Brutplätzen liefern. Insofern sollten neben den reinen Kartierungsdurchgängen auch sog. Standard-Raumnutzungsbeobachtungen durchgeführt werden, wie sie Bestandteil des vom niedersächsischen Leitfaden vorgesehenen Erfassungsprogramms sind (NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT ENERGIE UND KLIMASCHUTZ 2016).

Im Hinblick auf das Störungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG ist die Erfassung derjenigen Vogelarten erforderlich, die gegenüber WEA als besonders störungsempfindlich gelten. Diese Artengruppe, die vorrangig bestimmte Wat- und Wasservögel umfasst, ist nicht Thema der vorliegenden Unterlage. Entsprechende Vorgaben können den jeweiligen Länderleitfäden entnommen werden. Zu beachten ist, dass diese Artengruppe sowohl bestimmte Brut- als auch Rastvogelarten beinhaltet, wohingegen die kollisionsempfindlichen Arten ausschließlich Brutvögel umfassen. Die Ergebnisse dieser Erfassungen bilden die Grundlage für die Planung entsprechender Vermeidungs- und Ausgleichsmaßnahmen. Letztere sollen durch Schaffung von Ausweichmöglichkeiten sicherstellen, dass sich der Erhaltungszustand der lokalen Population nicht verschlechtert.

Das Verbot des § 44 Abs. 1 Nr. 3 BNatSchG (Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten) bezieht sich – im Gegensatz zum Tötungs- und Störungsverbot – auch auf die nicht WEA-empfindlichen Vogelarten im direkten Vorhabenbereich (UM & LUBW 2021). Hierbei kann sich die Erfassung jedoch auf diejenigen Arten beschränken, für die ein Ausweichen auf umliegende Lebensräume nicht von vorne herein angenommen werden kann (insbesondere Rote-Liste-Arten) und/oder die dauerhafte Brutplätze nutzen. Die Ergebnisse dieser Erfassungen sollen die Grundlage für die Planung entsprechender Vermeidungs- und CEF-Maßnahmen bilden. Hierdurch soll die Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten minimiert werden und es soll durch entsprechende Habitatverbesserung die ökologische Funktion im räumlichen Zusammenhang erhalten bleiben (§ 44 Abs. 5 Satz 1 Nr. 3 BNatSchG).

Im Ergebnis ändert sich der notwendige Aufwand für die Bestandserfassungen durch die Anwendung des vorliegenden Modells gegenüber der derzeitigen Praxis nicht grundsätzlich. Umfangreiche Raumnutzungserfassungen sind jedoch i.d.R. nicht mehr erforderlich. Im Einzelfall können sie möglicherweise einen Beitrag zur Bemessung des notwendigen Maßnahmenumfangs in der Fallkonstellation 2 liefern. So kann der Vorhabenträger entscheiden, durch gezielte Untersuchungen Umfang und ggf. sogar grundsätzliches Erfordernis von Schutzmaßnahmen genauer bestimmten zu wollen.

## 6 Fazit

Das vorliegende Konzept eines artenschutzrechtlichen Konstellationsmodells schließt sich an den Vorschlag von SCHARFENSTEIN & BRINGEWAT (2021) einer technologiespezifischen Pauschalausnahme vom Tötungsverbot an. Es zielt darauf ab, einen in artenschutzrechtlicher Hinsicht erleichterten Ausbau der Windenergienutzung zu ermöglichen und dabei gleichzeitig die Einhaltung der Ziele der EU-Vogelschutzrichtlinie sicher zu stellen. Dementsprechend berücksichtigt es die ökologischen und wissenschaftlichen Erfordernisse zur Erhaltung von Vogelarten, die durch Kollisionen an WEA in besonderem Maße betroffen sind. Dies geschieht durch eine möglichst stringente und nachvollziehbare Herleitung artspezifischer Schutzabstände und Maßnahmen zur Senkung des Kollisionsrisikos. Diese sind nach dem aktuellen Stand des Wissens so konzipiert, dass ein Bestandsrückgang der betreffenden Arten auch bei umfangreichem Ausbau der Windenergienutzung nicht zu erwarten ist. Gleichzeitig wird dabei auch den wirtschaftlichen bzw. energiepolitischen Erfordernissen Rechnung getragen, indem keine Maßnahmen vorgesehen werden, die als unverhältnismäßig im Hinblick auf die resultierende Einschränkung der Stromproduktion angesehen werden müssen (siehe Abbildung 1).

Auf dieser Grundlage muss im einzelnen Genehmigungsverfahren nicht mehr geprüft werden, ob ein artenschutzrechtlicher Tatbestand infolge einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos erfüllt wird. Stattdessen erfolgt – auf der Basis weiterhin erforderlicher Bestandserfassungen – lediglich eine Einordnung in die definierten Fallkonstellationen und die Festlegung von Art und Umfang der ggf. erforderlichen Maßnahmen.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

Die vorgeschlagenen Schutzabstände sind mit Hilfe eines probabilistischen Verfahrens hergeleitet worden. Hierfür mussten generalisierende Annahmen getroffen werden, die den jeweiligen Einzelfall immer nur zu einem gewissen Grad abdecken können. Durch eine Reihe zusätzlicher Überlegungen soll jedoch sichergestellt werden, dass die Regelungen hinreichend konservativ sind. Diese umfassen insbesondere

- Plausibilisierung anhand empirischer Daten,
- worst case Annahme (Betroffenheit von 50 % der Population),
- zusätzliche Berücksichtigung der artspezifischen Kollisionsbetroffenheit und Bestandsgefährdung bei See- und Schreiadler durch Anhebung der Abstände,
- gezielte artspezifische Konzeption von Schutzmaßnahmen,
- Einbeziehung von Arten, die in UMK (2020) nicht enthalten sind (Wespen- und Mäusebussard),
- Berücksichtigung der Tatsache, dass die bisherige Windenergienutzung auch bei den besonders kollisionsbetroffenen Arten nicht zu einem Bestandsrückgang geführt hat,
- Freihaltung von Dichtezentren auf Ebene der Regionalplanung,
- zusätzliches Vorsehen von Artenhilfsprogrammen.

Die vorgeschlagenen äußeren Schutzabstände zeigen Übereinstimmungen, aber auch Unterschiede im Vergleich mit den von der UMK (2020) vorgesehenen Regelabständen. Bei Schrei- und Fischadler gehen sie darüber hinaus, bei Seeadler und Rotmilan stellen sie den unteren Wert der von der UMK (ebd.) genannten Spanne oder liegen geringfügig darunter. Bei den Weihen erfolgt eine differenzierte Herangehensweise in Abhängigkeit von der Lagekonstanz von Brutplätzen und der räumlichen Verteilung kollisionsrelevanter Flughöhen, wobei die gewählten Abstände denen der UMK (ebd.) entsprechen.

Es wird davon ausgegangen, dass die vorgeschlagenen Abstände und Maßnahmen einheitlich in allen Bundesländern angewendet werden können. Für die Arten See- und Fischadler sowie für Rotmilan und Weißstorch ist jedoch die grundsätzliche Möglichkeit vorgesehen, dass mittels einer Habitatanalyse in Einzelfällen auch Bereiche jenseits des äußeren Schutzabstandes hinsichtlich der Prüfung auf Maßnahmenbedarf einbezogen werden können. Hierdurch kann bei Bedarf lokalen oder regionalen Spezifika Rechnung getragen werden (weitere Flugwege zu Nahrungsflächen, größere habitatabhängige Aktionsräume).

Bei fortschreitendem Kenntnisgewinn können die vorliegenden Regelungsvorschläge kontinuierlich weiterentwickelt und verbessert werden.

## 7 Literatur

- ACATECH (Deutsche Akademie der Technikwissenschaften e.V.) (2017): "Sektorkopplung" - Optionen für die nächste Phase der Energiewende. 100 S.
- ALERSTAM, T., M. ROSEN, J. BÄCKMAN, P. G. P. ERICSON & O. HELLGREN (2007): Flight Speed among Bird Species: Allometric and Phylogenetic Effects. *PLoS Biol.* (5(8)): 1656-1662.
- AMMERMANN, K., E. BRUNS, J. PONITKA, E. SCHUSTER, D. SUDHAUS & F. TUCCI (2020): Technische Systeme zur Minderung von Vogelkollisionen an Windenergieanlagen - Entwicklungsstand und Fragestellungen. *Bfn Skripten* (571): 30 S.
- ASCHWANDEN, J. (2020): Identiflight - ein automatisiertes Erkennungssystem für Großvögel zur bedarfsgerechten Abschaltung von Windenergieanlagen - Testergebnisse am Standort des Windenergiefelds Donzdorf/Geislingen Naturverträgliche Windenergienutzung durch smarte Technologien im Artenschutz. Online-Kolloquium, 03.-04. November 2020, BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ.
- ASCHWANDEN, J. & F. LIECHTI (2016): Vogelzugintensität und Anzahl Kollisionsopfer an Windenergieanlagen am Standort Le Peuchapatte (JU). Im Auftrag des Bundesamt für Energie BFE, Schweiz.
- ASCHWANDEN, J. & F. LIECHTI (2020): Erprobung des automatischen Vogeldetektionssystems Identiflight auf dem Testfeld des WindForS im Rahmen der Naturschutzbegleitforschung (NatForWINSSENT). Schweizerische Vogelwarte, Sempach, 38 S.
- AUSSIEKER, T. (2020): Rotmilan und Windenergie im Kreis Paderborn. Untersuchungen von Bestandsentwicklung und Bruterfolg 6. Rundertisch Artenschutz und Vermeidungsmaßnahmen, FA WIND, Kassel.
- BACKES, C. W. (2018): Erneuerbare Energien und Artenschutz - Konflikt oder Koexistenz? - Ergebnisse einer vergleichenden Untersuchung in fünf EU-Mitgliedstaaten. *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)* (11): 587-593.
- BALOTARI-CHIEBAO, F. (2018): Spatial behaviour, habitat use and breeding performance of a long-lived raptor in the context of wind energy. University of Turuk, Turuk.
- BAND, B., M. MADDERS & D. P. WHITFIELD (2007): Developing field and analytical methods to assess avian collision risk at wind farms. In: DE LUCAS CASTELLANOS, M.: *Birds and Wind Farms - Risk Assessment and Mitigation*, Madrid.
- BAUER, H.-G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz - Nonpasseriformes - Nichtsperlingsvögel*, Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- BELLEBAUM, J. (2020): Biologische Maßstäbe für das artenschutzrechtliche Tötungsverbot - Stand und Anwendungsmöglichkeiten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* (52): 24-30.
- BELLEBAUM, J., F. KORNER-NIERVERGELT, T. DÜRR & U. MAMMEN (2013): Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *J. Nat. Conserv.* 21 (6): 394-400.
- BERNOTAT, D. & V. DIERSCHKE (2016): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen - 3. Fassung - Stand 20.09.2016.
- BFN (2019): Ergebnisse nationaler FFH-Bericht 2019, Erhaltungszustände und Gesamttrends der Arten in der atlantischen biogeografischen Region.

[https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/nat\\_bericht\\_Arten\\_EHZ\\_Gesamttrend\\_ATL\\_20190830.pdf](https://www.bfn.de/fileadmin/BfN/natura2000/Dokumente/nat_bericht_Arten_EHZ_Gesamttrend_ATL_20190830.pdf).

- BIEHL, J., L. BULLING, J. WEBER, M. DAHMEN, V. GARTMANN, G. GEISLER & J. KÖPPEL (2017): Vermeidungsmaßnahmen bei Planung, Bau und Betrieb von Windenergieanlagen. Synoptische Auswertung zum Stand des Wissens. *Naturschutz und Landschaftsplanung* (49): 10 S.
- BIOLOGISCHE STATION KREIS PADERBORN - SENNE (2018): Ornithologischer Sammelbericht für den Kreis Paderborn und die Senne. 127 S.
- BIOLOGISCHE STATION KREIS PADERBORN - SENNE (2019): Ergebnisbericht zur Erfassung des Rotmilans im Kreis Paderborn. 18 S.
- BLEW, J., K. ALBRECHT, M. REICHENBACH, S. BUßLER, T. GRÜNKORN, K. MENKE & O. MIDDEKE (2018): Wirksamkeit von Maßnahmen gegen Vogelkollisionen an Windenergieanlagen. Methodenentwicklung für artenschutzrechtliche Untersuchungen zur Wirksamkeit von Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen zur Reduzierung der Auswirkungen von Windenergieanlagen auf die Avifauna. F+E-Projekt (FKZ 3516 82 2700). BfN-Skripten, Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg, 129 Seiten.
- BRAND, C., D. LANGELEH & T. MÄNNEL (2020): Die Signifikanzschwelle nach § 44 (5) Nr. 1 BNatSchG - ein Verfahren zur Bewertung des Tötungsrisikos geschützter Arten im Gefahrenbereich von Windenergieanlagen. *Zeitschrift für Neues Energierecht* 24 (1): 7-14.
- BULLING, L., D. SUDHAUS, D. SCHNITTKER, E. SCHUSTER, J. BIEHL & F. TUCCI (2015): Vermeidungsmaßnahmen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen. Bundesweiter Katalog geeigneter Maßnahmen zur Verhinderung des Eintritts von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen nach § 44 BNatSchG. Hg. v. TU Berlin, FA Windenergie und Westfälische Wilhelms-Universität Münster (WWU Münster).
- BUSCH, M., S. TRUTMANN & B. GERLACH (2017): Overlapp between breeding season distribution and wind farm risks: a spatial approach. *Vogelwelt* (137): 169-180.
- BUSSE, P. (2013): Methodological procedure for pre-investment wind farm ornithological monitoring based on collision risk estimation. *Ring* (35): 3-30.
- CHRISTIE, D. & B. URQUHART (2015): A refinement of the Band spreadsheet for wind turbine collision risk allowing for oblique entry. *N. Z. J. Zool.*: 9 S.
- DAHL, E. L., R. MAY, P. L. HOEL, K. BEVANGER, H. C. PEDERSEN, E. RØSKAFT & B. G. STOKKE (2013): White-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) at the Smøla wind-power plant, Central Norway, lack behavioral flight responses to wind turbines. *Wildl. Soc. Bull.* 37 (1): 66-74.
- DE PASCALIS, F., M. PANUCCIO, G. BACARO & F. MONIT (2020): Shift in proximate causes of mortality for six large migratory raptors over a century. *Biol. Conserv.* (251): 13 S.
- DOUSE, A. (2013): Guidance: Avoidance Rates for Wintering Species of Geese in Scotland at Onshore Wind Farms. Scottish Natural Heritage, 2013, 20 S.
- DREWITT, A. L. & R. H. LANGSTON (2008): Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134: 233-266.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2007): Leitfaden zum strengen Schutzsystem für Tierarten von gemeinschaftlichem Interesse im Rahmen der FFH-Richtlinie 92/43/EWG. [http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/index_en.htm).

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

- FA WIND (2016a): Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Landkreis Gießen, Hessen - Darstellung und Diskussion der Monitoringergebnisse aus dem 1. (2014) und 2. Monitoringjahr (2015) im Rahmen des 1. Runden Tisches Vermeidungsmaßnahmen am 24.02.2016  
5 S.
- FA WIND (2016b): Schwarzstorch (*Ciconia nigra*), Landkreis Gießen, Hessen - Darstellung und Diskussion der Monitoringergebnisse aus dem 3. Monitoringjahr (2016) im Rahmen des 2. Runden Tisches Vermeidungsmaßnahmen am 23.11.2016. 3 S.
- FA WIND (Fachagentur Windenergie an Land) (2019): Rotmilan und Windenergie im Kreis Paderborn - Untersuchung von Bestandsentwicklung und Bruterfolg. 48 S.
- GAMAUF, A. (1999): Der Wespenbussard (*Pernis apivorus*) ein Nahrungsspezialist? Der Einfluß sozialer Hymenopteren auf Habitatnutzung und Home Range-Größe. *Egretta* 42: 57-85.
- GAMAUF, A., G. TEBB & E. NEMETH (2013): Honey Buzzard *Pernis apivorus* nest-site selection in relation to habitat and the distribution of Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis* 155: 258-270.
- GARNIEL, A., U. MIERWALD, R. WITTENBERG & A. WIGGERSHAUS (Kieler Institut für Landschaftsökologie (KIFL)) (2017): Fachliches Grundsatzgutachten zur Flughöhe des Uhus insbesondere während der Balz. Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Landesentwicklung. 42 S.
- GEDEON, K., C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, C. SUDFELDT, W. EICKHORST, S. FISCHER, M. FLADE, S. FRICK, I. GEIERSBERGER, B. B. KOOP, M. KRAMER, T. KRÜGER, N. ROTH, T. RYSLAVY, S. STÜBING, S. R. SUDMANN, R. STEFFENS, F. VÖKLER & K. WITT (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten – Atlas of German Breeding Birds., Herausgegeben von der Stiftung Vogelmonitoring und dem Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- GELPKE, C. & S. STÜBING (2020): Hinweise zum Flugverhalten und zu Aktivitätsmustern des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) während der Brutzeit in Hessen anhand von mehr als 1000 Flugbeobachtungen. *Zeitschrift für Vogelkunde und Naturschutz in Hessen - Vogel und Umwelt* (24): 103-114.
- GERLACH, B., R. DRÖSCHMEISTER, T. LANGGEMACH, K. BORKENHAGEN, M. BUSCH, M. HAUSWIRTH, T. HEINICKE, J. KAMP, J. KARTHÄUSER, C. KÖNIG, N. MARKONES, N. PRIOR, S. TRAUTMANN, J. WAHL & C. SUDFELDT (2019): Vögel in Deutschland - Übersichten zur Bestandssituation. Münster, 68 S.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Band 4: Falconiformes, Aula- Verlag, Wiesbaden.
- GOVE, B., R. LANGSTON, A. MCCLUSKIE, J. D. PULLAN & I. SCRASE (2013): Windfarms and birds: an updated analysis of the effect of wind farm on birds, and best practice guidance on integrated planning and impact assessment. BirdLife International on behalf of the Bern Convention, Strasbourg, 89.
- GRASZYNSKI, K., B. KOMISCHKE & B.-U. MEYBURG (2002): On the Biology of the Greater Spotted Eagle (*Aquila clanga* Pallas 1811) Raptors in the New Millenium. 14 S.
- GRÜNEBERG, C., H.-G. BAUER, H. HAUPT, O. HÜPPOP, T. RYSLAVY & P. SÜDBECK (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 5. Fassung, 30. November 2015. *Berichte zum Vogelschutz* 52: 19-67.
- GRÜNKORN, T., J. BLEW, T. COPPACK, O. KRÜGER, G. NEHLS, A. POTIEK, M. REICHENBACH, J. VON RÖNN, H. TIMMERMANN & S. WEITEKAMP (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und

Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.

- GRÜNKORN, T. & J. WELCKER (2019): Erhebung von Grundlagendaten zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Uhus an Windenergieanlagen im nördlichen Schleswig-Holstein. 68 S.
- GSCHWENG, M., M. RIEPL & E. K. V. KALKO (2014): Rotmilan (*Milvus milvus*) und Windenergie: Problematik und Praxis bei der Erfassung windkraftsensibler Greifvogelarten. *Ber. Vogelschutz* 51: 61-82.
- HAGER, A. & J. THIELEN (2018): Untersuchung des Flugverhaltens von Schwarzstörchen in Abhängigkeit von Witterung und Landnutzung unter besonderer Berücksichtigung vorhandener WEA im Vogelschutzgebiet Vogelsberg., Im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Landesentwicklung. [https://landesplanung.hessen.de/sites/landesplanung.hessen.de/files/Fassung%20B\\_Schwarzstorch\\_Endber\\_ohne%20Thibout\\_20190426\\_D\\_final.pdf](https://landesplanung.hessen.de/sites/landesplanung.hessen.de/files/Fassung%20B_Schwarzstorch_Endber_ohne%20Thibout_20190426_D_final.pdf).
- HAHL, M. (2018): Kritik am "Dichtezentren-Konzept". 5 S.
- HEUCK, C., C. HERRMANN, C. LEVERS, P. J. LEITAO, O. KRONE, R. BRANDL & J. ALBRECHT (2019a): Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collisions mortality of the white-tailed eagle. *Biol. Conserv.* 236: 44-51.
- HEUCK, C., M. SOMMERHAGE, P. STELBRINGK, C. HÖFS, K. GEISLER, C. GELPKE & S. KOSCHKAR (2019b): Untersuchung des Flugverhaltens von Rotmilanen in Abhängigkeit von Wetter und Landnutzung unter besonderer Berücksichtigung vorhandener Windenergieanlagen im Vogelschutzgebiet Vogelsberg - Abschlussbericht. im Auftrag des Hessischen Ministerium für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen.
- HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS (2013): Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit., Michael-Otto-Institut im NABU, Leitnitz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.
- HÖTKER, H., K. MAMMEN, U. MAMMEN & L. RASRAN (2017): Red Kites and Wind Farms - Telemetry Data from the Core Breeding Range. In: KÖPPEL, J.: *Wind Energy and Wildlife Interactions*, Springer, Cham, 3-15.
- ILLNER, H. (2012): Kritik an den EU-Leitlinien „Windenergie-Entwicklung und NATURA 2000“, Herleitung vogelartspezifischer Kollisionsrisiken an Windenergieanlagen und Besprechung neuer Forschungsarbeiten. *Eulen-Rundblick* 62: 83-100.
- ISSELBÄCHER, T., C. GELPKE, T. GRUNWALD, H. KORN, J. KREUZIGER, J. SOMMERFELD & S. STÜBING (2018): Leitfaden zur visuellen Rotmilan-Raumnutzungsanalyse. Untersuchungs- und Bewertungsrahmen zur Behandlung von Rotmilanen (*Milvus milvus*) bei der Genehmigung für Windenergieanlagen. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten. Mainz, Linden, Bingen, 22 S.
- KAATZ, C., ,, D. WALLSCHLÄGER, K. DZIEWIATY & U. EGGERS (2017): Der Weißstorch - *Ciconia ciconia*.
- KARTHÄUSER, J., J. KATZENBERGER & C. SUDFELD (2019): Evaluation von Maßnahmen zur Verbesserung des Nahrungsangebotes für den Rotmilan *Milvus milvus* in intensiv genutzten Agrarlandschaften. *Vogelwelt* 139: 71-86.

- KATZENBERGER, J. (2019): Verbreitungsbestimmende Faktoren und Habitataignung für den Rotmilan *Milvus milvus* in Deutschland. *Vogelwelt* (139): 117-128.
- KEICHER, K. (2013): Brutbiologie des Wespenbussards *Pernis apivorus* und Hinweise zur Berücksichtigung bei Windpark-Planungen im Wald. *Ornithol. Jh. Bad-Württ.* 29 (2): 141-150.
- KHOSRAVIFARD, S., A. K. SKIDMORE, B. NAIMI, V. VENUS, A. R. MUNOZ & A. G. TOXOPEUS (2020): Identifying Birds' Collision Risk with Wind Turbines Using a Multidimensional Utilization Distribution Method. *Wildl. Soc. Bull.*: 9 S.
- KNE (2019): Anforderungen an eine fachlich valide Erprobung von technischen Systemen zur bedarfsgerechten Betriebsregulierung von Windenergieanlagen.
- KNE (2020a): Synopse - Detektionssysteme zur ereignisbezogenen Abschaltung von Windenergieanlagen zum Schutz von tagaktiven Brutvögeln. 38 S.
- KNE (Kompetenzzentrum Naturschutz und Energiewende) (2020b): Synopse – Detektionssysteme zur ereignisbezogenen Abschaltung von Windenergieanlagen zum Schutz von tagaktiven Brutvögeln.
- KOLBE, M., B. NICOLAI, R. WINKELMANN & E. STEINBORN (2019): Totfundstatistik und Verlustursachen beim Rotmilan *Milvus milvus* in Sachsen-Anhalt. *Vogelwelt* 139: 141-153.
- KOMMISSION, E. (2004): Leitfaden zu den Jagdbestimmungen der Richtlinie 79/409/EWG des Rates über die Erhaltung der wild lebenden Vogelarten "Vogelschutzrichtlinie".
- KRONE, O., A. BERGER & R. SCHULTE (2009): Recording movement and activity pattern of a White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) by a GPS datalogger. *Journal of Ornithology* (150): 273-280.
- KRONE, O., G. TREU & T. GRÜNKORN (2017): Satellite Tracking of White-Tailed Sea Eagles in Mecklenburg-Western Pomerania an Brandenburg. In: HÖTKER ET AL.: *Birds of Prey an Wind Farms*, 207-225.
- KRÜGER, T., J. LUDWIG, G. SCHEIFFARTH & T. BRANDT (2020): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen - 4. Fassung, Stand 2020. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 2/2020: 49-72.
- LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten) (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätze ausgewählter Vogelarten. *Berichte zum Vogelschutz* 44: 151-153.
- LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten) (2015): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten in der Überarbeitung vom 15. April 2015. 29 S.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFTEN DER VOGELSCHUTZWARTEN (LAG VSW) (2015): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. *Neschwitz*.
- LANGGEMACH, T. & T. DÜRR (2020): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel. *Landesamt für Umwelt Brandenburg, Staatliche Vogelschutzwarte*.
- LEVENSON, H. (1979): Time and activity Budget of Ospreys nesting in northern California. *Condor* (81): 364-369.

- LOW-DECARIE, E., C. CHIVERS & M. GRANADOS (2014): Rising complexity and falling explanatory power in ecology. *Frontiers in Ecology*: 412-418.
- LUNG MV (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (2016): Artenschutzrechtliche Arbeits- und Beurteilungshilfe für die Errichtung und den Betrieb von Windenergieanlagen (AAB-WEA) Teil Vögel Stand 01.08.2016. 74 S.
- MADDERS, M. & D. P. WHITFIELD (2006): Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis* 148: 43-56.
- MAMMEN, K., U. MAMMEN & A. RESEARITZ (2013): Rotmilan. In: HÖTKER, H., O. KRONE & G. NEHLS: Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Michael-Otto-Institut im NABU, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.
- MAMMEN, U. & K. MAMMEN (2020): Einblicke in die Brutbiologie des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) mittels GPS-Telemetrie. *Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum*: 11 S.
- MAMMEN, U., B. NICOLAI, J. BÖHNER, K. MAMMEN, J. WEHRMANN, S. FISCHER & G. DORNBUSCH (2014): Artenhilfsprogramm Rotmilan des Landes Sachsen-Anhalt. Berichte des Landesamates für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. [http://www.lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik\\_und\\_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Publikationen/Dateien/berichte\\_5-14\\_ahp-rotmilan.pdf](http://www.lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Naturschutz/Publikationen/Dateien/berichte_5-14_ahp-rotmilan.pdf).
- MÄNNEL, T. (2021): Grundlagen und Beispiele für die Anwendung der Probabilistik zur Ermittlung und Bewertung des Kollisionsrisikos Anwendung von Probabilistik zur Bewertung des Kollisionsrisikos windenergieanlagenensibler Vogelarten, WIND, F.
- MARQUES, A. T., H. BATALHA, S. RODRIGUES, H. COSTA, M. J. R. PEREIRA, C. FONSECA, M. MASCARENHAS & J. BERNARDINO (2014): Understanding bird collisions at wind farms: An updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biol. Conserv.* 179: 40-52.
- MARTIN, L. J. (2015): Mathematizing Nature's Messiness: Graphical Representations of Variation in Ecology, 1930-present. *Environmental Humanities* (7): 59-88.
- MASDEN, E. A. & A. S. C. P. COOK (2016): Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environ. Impact Assess. Rev.* 56: S. 43 - 49.
- MCCLURE, J., B. ROLEK, L. DUNN, J. MCCABE, L. MARTINSON & T. KATZNER (2021): Eagle fatalities are reduced by automated curtailment of wind turbines. *J Appl Ecol.* 00:1-7 (<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13831>).
- MCCLURE, J. W., L. MARTINSON & T. D. ALLISON (2018): Automated monitoring for birds in flight: Proof of concept with eagles at a wind power facility. *Biol. Conserv.* 224: 26-33.
- MEYBURG, B.-U., P. HOWEY & C. MEYBURG (2017): Measurement of the flight height of the Lesser Spotted Eagle on its breeding grounds using GSM/GPS telemetry in order to estimate the risk of collision with wind turbines and aircrafts British Ornithologists' Union Annual Conference, Warwick.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2009): GPS-Satelliten-Telemetrie bei einem adulten Schwarzmilan (*Milvus migrans*): Aufenthaltsraum während der Brutzeit, Zug und Überwinterung. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* 6: 243-284.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2013): Telemetrie in der Greifvogelforschung. Greifvögel und Falknerei 2013: 26-60.
- MEYBURG, B.-U. & C. MEYBURG (2017): Breeding Lesser Spotted Eagles *Clanga pomarina* and wind farms - some insights from GPS tracking 11th European Ornithologists' Union (EOU) International Conference.
- MEYBURG, B.-U., D. ROEPKE, C. MEYBURG & A. BAß (2018): Der Jahreszyklus des Fischadlers - Laufende Untersuchungen im Brut- und Überwinterungsgebiet sowie auf dem Zug seit 1995, Schulungstreffen der Horstbetreuer (LUNG).
- MEYBURG, B.-U., F. ZIESEMER, H. D. MARTENS & C. MEYBURG (2010): On the biology of the Honey Buzzard (*Pernis apivorus*) - Results of Satellite Tracking 7th international symposium "Population Ecology of Raptors and Owls". Poster, Halbestadt, Germany, 21.-24.10.2010.
- MIOGA, O., S. BÄUMER, S. GERDES, D. KRÄMER, F.-B. LUDESCHER & R. VOHWINKEL (2019): Telemetriestudien am Uhu. Raumnutzungskartierung, Kollisionsgefährdung mit Windenergieanlagen. Natur in NRW 1: 36-40.
- MOLLER, A. P. & M. JENNIONS (2002): How much Variance can be explained by ecologists and evolutionary biologists? *Oecologia* (132): 492-500.
- NABU (Naturschutzbund Deutschland) (2019): Naturverträgliche Nutzung der Windenergie an Land und auf See. 56 S.
- NADJAFZADEH, M., H. HOFER & O. KRONE (2015): Sit-and-wait for large prey: foraging strategy and prey choice of White-tailed eagles. *Journal of Ornithology* (157): 165-178.
- NAGEL, H., B. NICOLAI, U. MAMMEN, S. FISCHER & M. KOLBE (2019): Verantwortungsart Rotmilan - Ermittlung von Dichtezentren des Greifvogels in Sachsen-Anhalt. *Naturschutz und Landschaftsplanung* (51): 7 S.
- NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT ENERGIE UND KLIMASCHUTZ (2016): Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen an Land (Windenergieerlass). *Niedersächsisches Ministerialblatt* 66. Jahrgang, Nr. 7 Hannover, 24.02.2016. S. 190-225.
- OWENS, I. P. F. & P. M. BENNETT (2000): Ecological basis of extinction risk in birds: habitat loss versus human persecution and introduced predators. *Proceedings of the National Academy of Sciences* (97): 12144-12148.
- PEEK, M. S., A. J. LEFFLER & S. D. FLINT (2003): How much variance is explained by ecologists? Additional perspectives. *Oecologia* (137): 161-170.
- PERON, G. (2013): Compensation and additivity of anthropogenic mortality: life-history effects and review of methods. *J. Anim. Ecol.* (82): 408-401.
- PFEIFFER, T. & B.-U. MEYBURG (2015): GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. *Journal of Ornithology* 156 (4): 963-975.
- PROGNOS, ÖKO-INSTITUT & WUPPERTAL-INSTITUT (2020): Klimaneutrales Deutschland. [https://www.stiftung-klima.de/app/uploads/2020/11/2020\\_KNDE\\_Langfassung\\_WEB.pdf](https://www.stiftung-klima.de/app/uploads/2020/11/2020_KNDE_Langfassung_WEB.pdf).
- RAAB, R., P. SPAKOVŠZKY, I. LITERÁK & J. STEINDL (2017): GPS-basierte Telemetriestudie an mitteleuropäischen Rotmilanen *Milvus milvus* - methodische Schwierigkeiten und analytische Möglichkeiten basierend auf ersten Ergebnissen. *Ornithologische Mitteilungen* 69 (7/8): 245-260.

- REICHENBACH, M., T. AUSSIEKER & J. HOLZMÜLLER (2020): Wirtschaftliche Aspekte ereignisbezogener Abschaltung zum Vogelschutz an Windenergieanlagen; Brutplatzszenarien – Ertragseinbußen – Einfluss auf die Anlagentechnik. 69 S. <https://www.naturschutz-energiewende.de/dialog/workshopreihe-technische-systeme/>.
- REICHENBACH, M. & H. REERS (2019): Wie gut schützt Identiflight den Rotmilan? - Erste Ergebnisse aus laufenden Untersuchungen Vogelschutz an Windenergieanlagen - Detektionssysteme als Chance für einen naturverträglichen Windenergieausbau. KNE-Fachkonferenz am 15. und 16. Mai 2019. Kompetenzzentrum Naturschutz und Energiewende, Kassel.
- SACHTELEBEN, J. & M. BEHRENS (2010): Konzept zum Monitoring des Erhaltungszustandes von Lebensraumtypen und Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland Erarbeitet im Rahmen des F+E-Vorhabens „Konzeptionelle Umsetzung der EU-Vorgaben zum FFH-Monitoring und Berichtspflichten in Deutschland“ Förderkennzeichen (UFOPLAN) 805 82 013 Skripten.
- SCHARFENSTEIN, C. & J. BRINGEWAT (2021): Rechtsgutachten: "Welche Möglichkeiten bietet das europäische Artenschutzrecht, den deutschen Artenschutz zur Verbesserung der Zulassungsfähigkeit von Windenergieanlagen anzupassen?". 12 S.
- SCHAUB, M. (2012): Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biol. Conserv.* 155: 111-118.
- SCHAUB, T., R. H. G. KLAASEN, W. BOUTEN, A. SCHLAICH & B. J. KOKS (2020): Collision risk of Montagu's Harriers *Circus pygargus* with wind turbines derived from high-resolution GPS tracking. *International Journal of Avian science* (162): 520-534.
- SHELLER, W. & E. FRANKE (2020): Historische Verbreitung und Bestandsentwicklung des Schreiadlers *Clanga pomarina* in Mecklenburg-Vorpommern im Zeitraum von 1850 bis 1970. *Die Vogelwelt* 140 3-33.
- SCHIPPERS, P., R. BUJI, A. SCHOTMAN, J. VERBOOM, H. VAN DER JEUGD & E. JONGEJANS (2020): Mortality limits used in wind energy impact assessment underestimate impacts of wind farms on bird populations. *Ecology and Evolution*: 1-14.
- SCHMIDT, D. (1999): Untersuchungen zur Populationsbiologie und Habitatnutzung des Fischadlers *Pandion haliaetus* in Deutschland., Universität Halle/Wittenberg.
- SCHREIBER, M. (2016): Abschaltzeiten für Windkraftanlagen zur Vermeidung und Verminderung von Vogelkollisionen. Handlungsempfehlungen für das Artenspektrum im Landkreis Osnabrück., Unterlagen des 1. Runden Tisches Vermeidungsmaßnahmen am 24. Februar 2016 in Hannover. [http://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Veranstaltungen/Runder\\_Tisch\\_Vermeidungsmassnahme\\_n/1.\\_Runder\\_Tisch\\_24.02.2016/Studie\\_Abschaltzeiten\\_Dr.\\_Schreiber\\_LKR\\_Osnabarueck\\_2016.pdf](http://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Veranstaltungen/Runder_Tisch_Vermeidungsmassnahme_n/1._Runder_Tisch_24.02.2016/Studie_Abschaltzeiten_Dr._Schreiber_LKR_Osnabarueck_2016.pdf).
- SCHUSTER, E., L. BULLING & J. KÖPPEL (2015): Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects. *Environ. Manage.* 56 (2): 300-331.
- SERGIO, F., D. BROWN, B. CLUCAS, J. S. HUNTER, J. KETCHUM, K. MCHUGH & F. HIRALDO (2008): Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumpoins, and Efficacy. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* (39): 1-19.
- SERGIO, F., G. TAVECCHIA, J. BLAS, A. TANFERNA & F. HIRALDO (2020): Demographic modeling to fine-tune conservation targets: importance of pre-adults for the decline of an endangered raptor. *Ecol. Appl.*: 21 S.

## Windenergie und der Schutz der Vogelbestände

Oldenburg, 26.04.2021

The Regional Planning and  
Environmental Research Group

- SNH (Scottish Natural Heritage) (2000): Guidance: Windfarms and birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. 10 S.
- SNH (Scottish Natural Heritage ) (2010a): Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model. 10 S.
- SNH (Scottish Natural Heritage) (2014): Flight Speeds an Biometrics for Collision Risk Modelling. 4 S.
- SNH (Scottish Natural Heritage) (2018): Avoidance Rates for the onshore SNH Wind Farm Collision Risk Model. 4 S.
- SNH, U. B. (Scottish Natural Heritage) (2010b): Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model. Scottish Natural Heritage, September 2010, 10 S.
- SPATZ, T., D. SCHABO, N. FARWIG & S. RÖSNER (2019): Raumnutzung des Rotmilans *Milvus milvus* im Verlauf der Brutzeit: Eine Analyse mittels GPS-basierter Bewegungsdaten. *Vogelwelt* 139: 161-169.
- SPRÖTGE, M., E. SELLMANN & M. REICHENBACH (2018): Windkraft Vögel Artenschutz, Books on Demand, Norderstedt.
- SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE & W. KNIEF (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007 (fehlerkorrigierter Text vom 6.11.2008). *Berichte zum Vogelschutz* 44: 23-81.
- THAXTER, C. B., G. M. BUCHANAN, J. CARR, S. H. M. BUTCHART, T. NEWBOLD, R. E. GREEN, J. A. TOBIAS, W. B. FODEN, S. O'BRIEN & J. W. PEARCE-HIGGINS (2017): Bird and bat species' global vulnerability to collision mortality at wind farms revealed through a trait-based assessment. 10 S.
- TIKKANEN, H., F. BALOTARI-CHIEBAO, T. LAAKSONEN, V.-M. PAKANEN & S. RYTKÖNEN (2018): Habitat use of flying subadult White-tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*): implications for land use and wind power plant planning. *Ornis Fenn.* (95): 137-150.
- TRAXLER, A., S. WEGLEITNER, H. JAKLITSCH, A. DARLOVÁ, A. MELCHER, J. KRIŠTOFÍK, R. JUREČEK, L. MATEJOVIČOVÁ, M. PRIVREL, A. CHUDÝ, P. PROKOP, J. TOMEČEK & R. VÁCLAV (2013): Untersuchungen zum Kollisionsrisiko von Vögeln und Fledermäusen an Windenergieanlagen auf der Parndorfer Platte 2007 – 2009, Endbericht. Unveröff. Gutachten. 1-98.
- TU BERLIN (Technische Universität Berlin) (2015): Vermeidungsmaßnahmen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen – Bundesweiter Katalog von Maßnahmen zur Verhinderung des Eintritts von artenschutzrechtlichen Verbotstatbeständen nach § 44 BNatSchG. Tagungsband der Fachtagung: "Fachagentur Windenergie an Land", WWU Münster.
- UBA (Umweltbundesamt) (2019): Analyse der kurz- und mittelfristigen Verfügbarkeit von Flächen für die Windenergienutzung an Land. *Climate Change*, 167 S.
- UM & LUBW (Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2021): Hinweise zur Erfassung und Bewertung von Vogelvorkommen bei der Genehmigung von Windenergieanlagen. 198 S.

- UMK (Umweltministerkonferenz) (2020): Standardisierter Bewertungsrahmen zur Ermittlung einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos im Hinblick auf Brutvogelarten an Windenergieanlagen (WEA) an Land – Signifikanzrahmen. 17 S.  
[https://www.umweltministerkonferenz.de/documents/vollzugshilfe\\_signifikanzrahmen\\_11-12-2020\\_1608198177.pdf](https://www.umweltministerkonferenz.de/documents/vollzugshilfe_signifikanzrahmen_11-12-2020_1608198177.pdf).
- URQUHART, B. & D. P. WHITFIELD (2016): Derivation of an avoidance rate for red kite *Milvus milvus* suitable for onshore wind farm collision risk. *Natural Research Information Note* 7, 22 S.
- VÄLI, Ü. (2017): Timing of Breeding Events of the Lesser Spotted Eagle *Clanga pomarina* as Revealed by Remote Cameras and GPS-tracking. *Ardea -Wageningen-* (150): 11 S.
- VAN MANEN, W., J. VAN DIERMEN, S. VAN RIJN & P. VAN GENEIJGEN (2011): Ecologie van de Wespendiff *Pernis apivorus* of de Veluwe in 2008-2010, populatie, broedbiologie, habitatgebruik en voedsel. *Natura 2000 rapport*, Provincie Gelderland Arnhem NL / stichting Boomtop [www.boomtop.org](http://www.boomtop.org), Assen, NL
- WALZ, J. (2005): Rot- und Schwarzmilan. Flexible Jäger mit Hang zur Geselligkeit. , AULA-Verlag; Auflage: 1., Aufl. (Juli 2005).
- WALZ, J. (2008): Aktionsraumnutzung und Territorialverhalten von Rot- und Schwarzmilanpaaren (*Milvus milvus*, *M. migrans*) bei Neuansiedlungen in Horstnähe. *Ornithol. Jh. Bad.-Württ.* 24: 21-38.
- WATSON, R. T., P. S. KOLAR, M. FERRER, T. NYGARD, N. JOHNSTON, W. G. HUNT, H. A. SMIT-ROBINSON, C. J. FARMER, M. HUSO & T. E. KATZNER (2018): Raptor Interactions with wind energy: Case studies from around the world. *The Journal of Raptor Research* (52): 1-18.
- WERNER, M., G. BAUSCHMANN, M. HORMANN & D. STIEFEL (2014): Zum Erhaltungszustand der Brutvogelarten Hessens. *Zeitschrift für Vogelkunde und Naturschutz in Hessen*: 37-69.
- WHITFIELD, D. P. & M. MADDERS (2006): Deriving collision avoidance rates for red kites *Milvus milvus*. *Natural research information note* 3, Natural Research Ltd, Banchory, UK., 14 S.
- WINK, U. (2013): Verbreitung und Habitatwahl des Wespenbussards *Pernis apivorus* im Ammersee-Gebiet. *Ornithol. Anz.* 52: 49-58.
- ZIESEMER, F. & B.-U. MEYBURG (2015): Home range, habitat use and diet of Honey-buzzards during the breeding season. *Br. Birds* 108: 467-481.