

F&E-Vorhaben Windenergie, Abschlussbericht 2016

Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS)

Verbundprojekt, Förderkennzeichen 0325300 A-D



Gefördert durch:



Bundesministerium
für Wirtschaft
und Energie

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Schlussbericht

Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS)

Förderkennzeichen 0325300 A-D

Laufzeit: 01.11.2011 bis 30.06.2015

Autoren

BioConsult SH: Thomas Grünkorn, Jan von Rönne, Jan Blew & Georg Nehls

ARSU GmbH: Sabrina Weitekamp, Hanna Timmermann & Marc Reichenbach

IfAÖ: Timothy Coppack

Lehrstuhl für Verhaltensforschung: Astrid Potiek & Oliver Krüger

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundes anfänglich durch das Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit später durch das Ministerium für Wirtschaft und Energie unter dem Förderkennzeichen 0325300 A-D gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Zitervorschlag

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.

WEITEKAMP, S., H. TIMMERMANN & M. REICHENBACH (2016): Validierung des Band-Modells. In: 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.

Verbundprojekt mehrerer Kooperationspartner

Das Forschungsvorhaben „Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen, (Kurztitel PROGRESS)“ ist ein Kooperationsprojekt der drei Gutachterbüros BioConsult SH GmbH & Co. KG, der ARSU GmbH, der IfAÖ GmbH sowie dem Lehrstuhl für Verhaltensforschung der Universität Bielefeld.



Anschriften der Kooperationspartner:

BioConsult SH GmbH & Co. KG
Dr. Georg Nehls (Projektleiter)
Schobüller Straße
25813 Husum
Tel: 04841 6632911
Fax: 04841 6632919
g.nehls@bioconsult-sh.de

ARSU (Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung) GmbH
Dr. Marc Reichenbach
Escherweg 1
26121 Oldenburg
Tel: 0441 9717493
Fax: 0441 9717473
reichenbach@arsu.de

IfAÖ Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH
Dr. Timothy Coppack
Carl-Hopp-Straße 4a
18069 Rostock
Tel: 0381 252312-00
Fax: 0381 252312-29
coppack@ifaoe.de

Lehrstuhl für Verhaltensforschung
Universität Bielefeld
Prof. Dr. Oliver Krüger
Postfach 100131
33501 Bielefeld
Tel: 0521 1062842
oliver.krueger@uni-bielfeld.de

INHALTSVERZEICHNIS

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | EINFÜHRUNG..... | 25 |
| 1.1 | Vorstellung des Projektes..... | 25 |
| 1.1.1 | Ausgangslage, Ziele und Herangehensweise | 25 |
| 1.1.2 | Auswahl des Bezugsraums und der Windparkstandorte | 29 |
| 1.1.3 | Auswahl der zu untersuchenden Arten (Artenspektrum)..... | 33 |
| 1.1.4 | Auswahl von Anlagentypen..... | 34 |
| 1.2 | Zusammenfassung..... | 34 |
| 2 | SUCHE NACH KOLLISIONSOPFERN | 36 |
| 2.1 | Einleitung..... | 36 |
| 2.2 | Methode..... | 37 |
| 2.2.1 | Zeitliche Verteilung des Untersuchungsaufwandes..... | 37 |
| 2.2.2 | Räumliche Verteilung des Untersuchungsaufwandes..... | 38 |
| 2.2.3 | Methodik der Suche | 40 |
| 2.2.4 | Wertung eines Fundes als Kollisionsopfer | 41 |
| 2.2.5 | Bestimmung des Untersuchungsaufwandes..... | 43 |
| 2.3 | Ergebnisse | 43 |
| 2.3.1 | Anzahl der Funde und Artenzusammensetzung | 43 |
| 2.3.2 | Geleisteter Streckenaufwand und abgesuchte Streifenbreite..... | 47 |
| 2.3.3 | Vergleich zwischen WP..... | 51 |
| 2.3.4 | Sturmereignis „Christian“ im Herbst 2013..... | 53 |
| 2.4 | Diskussion..... | 53 |
| 2.4.1 | Diskussion der Methode | 53 |
| 2.4.2 | Diskussion der Ergebnisse | 58 |
| 2.5 | Zusammenfassung..... | 61 |

| | | |
|--------|---|-----|
| 3 | SCHÄTZUNG DER ANZAHL KOLLIDIERTER VÖGEL | 62 |
| 3.1 | Einleitung..... | 62 |
| 3.2 | Methode..... | 62 |
| 3.2.1 | Mittlere Betriebszeiten der WEA | 62 |
| 3.2.2 | Anteil abgesuchter Fläche in Distanzringen um WEA | 63 |
| 3.2.3 | Verbleiberate von Kollisionsopfern..... | 64 |
| 3.2.4 | Erwartete Verteilung von Kollisionsopfern um WEA | 67 |
| 3.2.5 | Anteil von Kollisionsopfern außerhalb des Suchkreises..... | 72 |
| 3.2.6 | Bestimmung der Anzahl tatsächlicher Kollisionsopfer..... | 72 |
| 3.2.7 | Bestimmung der Sucheffizienz | 73 |
| 3.2.8 | Sucheffizienz verschiedener Zähler..... | 75 |
| 3.2.9 | Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer für die untersuchten WP..... | 77 |
| 3.2.10 | Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer ausgewählter Arten in Norddeutschland..... | 80 |
| 3.3 | Ergebnisse | 82 |
| 3.3.1 | Kovariablen..... | 82 |
| 3.3.2 | Kollisionsopferschätzung für untersuchte WEA..... | 85 |
| 3.3.3 | Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer im Projektgebiet von PROGRESS..... | 92 |
| 3.4 | Diskussion..... | 96 |
| 3.4.1 | Diskussion der Methodik der Schätzung | 96 |
| 3.4.2 | Diskussion der Ergebnisse | 97 |
| 3.5 | Zusammenfassung..... | 102 |
| 4 | WIE FLIEGEN VÖGEL IN WINDPARKS? | 104 |
| 4.1 | Ziel | 104 |
| 4.2 | Methode..... | 105 |
| 4.2.1 | Untersuchungsraum..... | 105 |
| 4.2.2 | Untersuchungsdesign..... | 105 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 4.2.3 | Ausweichverhalten (Avoidance)..... | 108 |
| 4.2.4 | Artenauswahl, Erfassung..... | 110 |
| 4.2.5 | Aufwand | 110 |
| 4.2.6 | Experiment zur Höhenschätzung | 111 |
| 4.2.7 | Datenauswertung..... | 112 |
| 4.3 | Ergebnisse | 112 |
| 4.3.1 | Wetter | 112 |
| 4.3.2 | Aufwand | 114 |
| 4.3.3 | Beobachtungen | 115 |
| 4.4 | Diskussion..... | 129 |
| 4.4.1 | Diskussion der Methode | 129 |
| 4.4.2 | Diskussion der Ergebnisse | 130 |
| 4.5 | Zusammenfassung..... | 132 |
| 5 | VALIDIERUNG DES BAND-MODELLS | 134 |
| 5.1 | Einleitung..... | 134 |
| 5.2 | Methode..... | 135 |
| 5.2.1 | Das BAND-Modell im Überblick..... | 135 |
| 5.2.2 | Schritt 1 – Anzahl der Rotordurchflüge pro Zeitraum..... | 135 |
| 5.2.3 | Schritt 2 - Abschätzung der Kollisionswahrscheinlichkeit (P)..... | 138 |
| 5.2.4 | Schritt 3 - Ergebniskorrektur mittels „Avoidance Rate“..... | 140 |
| 5.2.5 | Artenauswahl für die Validierung..... | 141 |
| 5.3 | Ergebnisse | 144 |
| 5.3.1 | Prognosen des BAND-Modells im Überblick | 144 |
| 5.3.2 | Vergleich Mäusebussard | 146 |
| 5.3.3 | Vergleich Turmfalke | 148 |
| 5.3.4 | Vergleich Kiebitz..... | 149 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 5.3.5 | Vergleich Goldregenpfeifer | 150 |
| 5.3.6 | Vergleich Rotmilan | 151 |
| 5.4 | Diskussion..... | 153 |
| 5.4.1 | Betrachtung möglicher Ursachen bzgl. des Untersuchungsdesigns | 153 |
| 5.4.2 | Modellbezogene Unsicherheiten | 154 |
| 5.4.3 | Nicht-modellbezogene Unsicherheiten | 176 |
| 5.4.4 | Kombination von Unsicherheitsfaktoren | 180 |
| 5.4.5 | Weitere Kollisionsmodelle | 182 |
| 5.5 | Zusammenfassung..... | 183 |
| 6 | MODELLIERUNG DER AUSWIRKUNGEN DER MORTALITÄT AUF POPULATIONSEBENE .. | 187 |
| 6.1 | Zielsetzung..... | 187 |
| 6.2 | Methode..... | 188 |
| 6.2.1 | Auswahl der Arten..... | 188 |
| 6.2.2 | Demographische Daten und Annahmen im Modell..... | 188 |
| 6.2.3 | Szenarien zur WEA-Dichte..... | 190 |
| 6.2.4 | Mäusebussard | 191 |
| 6.2.5 | Rotmilan | 193 |
| 6.2.6 | Seeadler..... | 194 |
| 6.2.7 | Kiebitz..... | 194 |
| 6.3 | Ergebnisse | 195 |
| 6.3.1 | Grenzwerte der zusätzlichen Mortalität | 195 |
| 6.3.2 | Zusätzliche Mortalität durch WEA | 195 |
| 6.3.3 | Modellsimulationen Mäusebussard..... | 196 |
| 6.3.4 | Modellsimulationen Rotmilan..... | 201 |
| 6.3.5 | Modellsimulation Seeadler | 206 |
| 6.3.6 | Modellsimulationen Kiebitz | 206 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 6.4 | Diskussion..... | 208 |
| 6.4.1 | Diskussion der Methode | 208 |
| 6.4.2 | Diskussion der Ergebnisse | 211 |
| 6.5 | Zusammenfassung..... | 214 |
| 7 | MODELLIERUNG DER EFFEKTE VON HABITATFAKTOREN FÜR DAS KOLLISIONSRISIKO .. | 216 |
| 7.1 | Ziel | 216 |
| 7.2 | Methode..... | 217 |
| 7.2.1 | Auswahl der Arten..... | 217 |
| 7.2.2 | Habitatdaten | 217 |
| 7.2.3 | Hauptkomponentenanalyse..... | 218 |
| 7.2.4 | Modellierung Habitat Effekte auf Anzahl Funde..... | 218 |
| 7.3 | Ergebnisse | 219 |
| 7.3.1 | Hauptkomponentenanalyse..... | 219 |
| 7.3.2 | Beste multivariate Modelle..... | 220 |
| 7.4 | Diskussion..... | 228 |
| 7.5 | Zusammenfassung..... | 229 |
| 8 | PLANUNGSBEZOGENE KONSEQUENZEN FÜR DIE PROGNOSE UND BEWERTUNG DES KOLLISIONSRISIKOS | 230 |
| 8.1 | Einleitung und Ziele..... | 230 |
| 8.2 | Grundlagen aus der Rechtsprechung..... | 231 |
| 8.3 | Grundlagen aus der Forschung | 233 |
| 8.3.1 | Ergebnisse aus PROGRESS..... | 233 |
| 8.3.2 | Ergebnisse aus der Literatur..... | 235 |
| 8.4 | Methodischer Ansatz anhand artenschutzrechtlicher Leitfragen..... | 236 |
| 8.5 | Artspezifische Kollisionsgefährdung von Vögeln in Deutschland | 239 |
| 8.5.1 | Brutvögel | 239 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 8.5.2 | Gastvögel..... | 243 |
| 8.6 | Bewertung der artspezifischen Bedeutung von Kollisionsverlusten..... | 244 |
| 8.7 | Hinweise zur Bestandserfassung..... | 247 |
| 8.7.1 | Grundsätze | 247 |
| 8.7.2 | Methodik..... | 248 |
| 8.8 | Verhaltens-ökologische Bewertung des Einzelfalls..... | 251 |
| 8.8.1 | Vorgehensweise | 251 |
| 8.8.2 | Artspezifische Hinweise für die Bewertung des Kollisionsrisikos | 254 |
| 8.8.3 | Umgang mit Prognoseunsicherheiten..... | 260 |
| 8.9 | Zusammenfassung und Ausblick | 262 |
| 9 | FAZIT | 264 |
| 10 | SUMMARY AND CONCLUSIONS | 270 |
| 11 | LITERATUR..... | 281 |
| 12 | ANHANG | 302 |
| 12.1 | Projektbegleitende Arbeitsgruppe (PAG)..... | 302 |
| 12.2 | Workshops..... | 303 |
| 12.3 | Projekt Homepage..... | 305 |
| 12.4 | Liste der gefundenen Kollisionsopfer..... | 306 |
| 12.5 | Schätzung der Kollisionsopferzahlen..... | 309 |
| 12.6 | Band Modell | 324 |

Abbildungsverzeichnis

| | | |
|-----------|--|----|
| Abb. 1.1 | Bruttostromerzeugung in Deutschland 2014 (BDEW 2014). | 27 |
| Abb. 1.2 | Entwicklung der Anzahl installierter WEA in Deutschland (Quelle: Bundesverband Windenergie 2014). | 28 |
| Abb. 1.3 | Karten der Windhöufigkeit in Deutschland in 10 m (links) bzw, 80 m Höhe (rechts). (http://www.geo.uniaugsburg.de/lehrstuehle/humgeo/medienverzeichnis/cover/publikationen/bosch/Plakat_Windenergie.pdf , 2009). | 30 |
| Abb. 1.4 | Verteilung der WEA in Deutschland 2011 (https://de.wikipedia.org/wiki/Windenergie). | 31 |
| Abb. 1.5 | Lage der im Rahmen von PROGRESS untersuchten 46 WP. | 32 |
| Abb. 2.1 | Anzahl Untersuchungstage pro Dekade im Untersuchungszeitraum von März 2012 bis Juni 2014 (insgesamt 646 Untersuchungstage). | 38 |
| Abb. 2.2 | Lage der im Rahmen von PROGRESS untersuchten 46 WP. Aufgrund mehrfacher (2 bis 3x) Untersuchung einzelner WP fanden insgesamt 55 WP-Saisons statt. | 39 |
| Abb. 2.3 | Anzahl der WP-Saisons in Bezug zu der naturräumlichen Gliederung nach Haupteinheiten von Norddeutschland (SYSSMANK et al. 1998). | 39 |
| Abb. 2.4 | Beispiel für ein Transektdesign für die Suche nach Kollisionsopfern (roter Punkt = WEA, roter Kreis = „Suchkreis“ mit der Anlagenhöhe als Radius um eine WEA, gelbe Linien = Transekte mit Suchaufwand, hier z. B vier Transekte auf jeder Seite einer WEA bei einer Anlagenhöhe von 100 m. | 40 |
| Abb. 2.5 | Ein längsgeteilter Goldregenpfeifer als Beispiel für ein offensichtliches Kollisionsopfer. | 42 |
| Abb. 2.6 | Rupfung einer Lachmöwe. Auch wenn die Todesursache nicht erkennbar ist, wird der Fund aufgrund der Nähe zur WEA als Kollisionsopfer gewertet. | 42 |
| Abb. 2.7 | Zusammensetzung der Fundliste nach Artengruppen (n = 291). | 44 |
| Abb. 2.8 | Halbmonatssummen der Funde im Jahresverlauf. | 45 |
| Abb. 2.9 | Lage der Fundorte von Fledermäusen im Projektgebiet von PROGRESS. | 46 |
| Abb. 2.10 | Monatssummen des Streckenaufwandes im Jahresverlauf (Daten des gesamten Untersuchungszeitraumes). | 47 |
| Abb. 2.11 | Fundsummen pro Halbmonat [n] in Bezug zum insgesamt geleisteten Suchaufwand [km]. | 48 |
| Abb. 2.12 | Abnehmende Entdeckungswahrscheinlichkeit mit zunehmender Entfernung von der Grundlinie für unauffällige Vögel. Anpassungsfunktion (rot) mit DISTANCE 6,0, 4,6 m, n = 41 Funde unter guten Suchbedingungen (Vegetationsklassen 1 und 2). | 49 |
| Abb. 2.13 | Abnehmende Entdeckungswahrscheinlichkeit mit zunehmender Entfernung von der Grundlinie für auffällige Vögel. Anpassungsfunktion (rot) mit DISTANCE 6,0, 9,2 m, n = 142 Funde unter guten Suchbedingungen (Vegetationsklassen 1 und 2). | 49 |

| | | |
|-----------|---|----|
| Abb. 2.14 | Visualisierung der Effektiven Streifenbreite (Effective Strip Width, ESW) nach DISTANCE 6.0. Die ESW unterscheidet sich für zwei Auffälligkeitsklassen von Vögeln (Produkt aus drei Größen- und drei Färbungsklassen: links für unauffällige Vögel ESW = 4,6 m, rechts für auffällige Vögel ESW = 9,2 m)..... | 50 |
| Abb. 2.15 | Berechnung der in unterschiedlichen Distanzringen zu einer WEA abgesuchten Fläche mit Hilfe von DISTANCE 6.0. Gelbe Linien = Suchstrecke eines Tages, braune Streifen = Puffer der Suchstrecke je Auffälligkeitsklasse, hellgrüne Kontur = Ackergrenzen mit Vegetationsklasse des jeweiligen Untersuchungstages, rote Ringe = Distanzringe (r = 20 bis 160 m in 20 m –Schritten). | 51 |
| Abb. 2.16 | Anzahl der gefundenen Kollisionsopfer und Lage der untersuchten WP (n = 291)..... | 52 |
| Abb. 2.17 | Fundsummen der einzelnen WP-Saisons (12-Wochen)..... | 52 |
| Abb. 2.18 | Zeitliches Auftreten der Funde in den zwei Herbstkampagnen 2012 und 2013. | 53 |
| Abb. 2.19 | Anzahl der an einem Ort untersuchter WEA (n = 55). | 55 |
| Abb. 2.20 | Lineares Transektdesign führt zu abnehmenden relativen Flächenanteilen in Distanzringen in der Peripherie des Suchkreises (vgl. Abb. 2.21)..... | 56 |
| Abb. 2.21 | Abnehmender abgesuchter relativer Flächenanteil mit zunehmender Entfernung zur WEA. | 57 |
| Abb. 2.22 | Empirische Verteilung der Funde (n = 291) in Bezug zur relativen Anlagenhöhe [Anlagenhöhe = 100 %]. | 57 |
| Abb. 2.23 | Regionalisierte Auswertung der VSW-Liste, bei welcher Küstenländer (SH/ NI/ MV und HH, HB) und Binnenländer unterschieden werden. | 59 |
| Abb. 2.24 | Anzahl Tage bei List/ Sylt mit Sturmstärke von mindestens Beaufort 8 (DWD LEFEBVRE 2002 mit Daten des Deutschen Wetterdienstes)..... | 61 |
| Abb. 3.1 | Mittlerer Anteil abgesuchter Fläche je Distanzring. | 63 |
| Abb. 3.2 | Größenvariation (mittlere artspezifische Körpermasse) in den Experimenten zur Verbleibrate verwendeten Vogelkörper..... | 64 |
| Abb. 3.3 | Häufigkeitsverteilung der Farbklassen der in den Experimenten zur Verbleibrate verwendeten Vogelkörper. | 65 |
| Abb. 3.4 | Erwartete Verteilung auffälliger Kollisionsopfer mit zunehmender Entfernung zur WEA. Dargestellt ist der Anteil der zu erwartenden Kollisionsopfer je (20 m-)Distanzring für WEA mit Gesamthöhe bis 60 m (rot), bis 80 m (blau), bis 100 m (gelb), bis 120 m (grün), bis 140 m (grau), bis 160 m (dunkelgrün), bis 180 m (dunkelblau) und bis 200 m (schwarz). Anmerkung: Die erwarteten Verteilungen für WEA mit Gesamthöhen bis 60 m bzw. 80 m sind für große und kleine Kollisionsopfer gleich..... | 71 |
| Abb. 3.5 | Erwartete Verteilung unauffälliger Kollisionsopfer mit zunehmender Entfernung zur WEA. Dargestellt ist der Anteil der zu erwartenden Kollisionsopfer je (20 m-) Distanzring für WEA mit Gesamthöhe bis 60 m (rot), bis 80 m (blau), bis 100 m (gelb), bis 120 m (grün), bis 140 m (grau), bis 160 m (dunkelgrün), bis 180 m (dunkelblau) und bis 200 m (schwarz). Anmerkung: Die erwarteten Verteilungen für WEA mit Gesamthöhen bis 60 m bzw. 80 m sind für große und kleine Kollisionsopfer gleich..... | 71 |

| | | |
|-----------|--|----|
| Abb. 3.6 | Sucheffizienz von zwei Auffälligkeitsklassen (schwarze Punkte sind auffällige Vögel, Kreise sind unauffällige Vögel) von Vögeln (Kap. 2) in Abhängigkeit von der Vegetationsklasse (1 = geringe Vegetation mit guten Suchbedingungen), gleiche auch Tab.3.6. | 74 |
| Abb. 3.7 | Korrelationsmatrix aus Auffindraten von vier unterschiedlichen Testpersonen (Tim, Hanna, Jan und Sabrina), die an den gleichen experimentellen Suchläufen teilnahmen. | 76 |
| Abb. 3.8 | Kollisionsrate (Anzahl Kollisionen pro WEA und 12 Wochen) des Mäusebussards in Abhängigkeit von der normierten Flugaktivität. Als Maß für die Flugaktivität wurden die registrierten Flugminuten (Sekunden*Anzahl Individuen; Mittelwert je WP-Saison) auf Rotorhöhe verwendet (z-transformiert), welche bezüglich der sichtbaren Fläche und Beobachtungsaufwand am Vantage-Point (Kap. 4) normiert wurden. Dargestellt sind die Modellvorhersage (unterbrochene Linie) mit 95 % Kredititätsintervall (grau schattiert) und die gefundenen Kollisionsopfer (Kreise) in Form eines einfachen Schätzers (Anzahl gefundener Kollisionsopfer [n] / Detektionswahrscheinlichkeit p / Anzahl abgesuchter WEA [n]; (Huso 2010, Huso et al. 2012). | 84 |
| Abb. 3.9 | Kollisionsrate (Anzahl Kollisionen pro WEA und 12 Wochen) des Goldregenpfeifers in Abhängigkeit von der normierten Flugaktivität. Als Maß für die Flugaktivität wurden die registrierten Flugminuten (Sekunden*Anzahl Individuen; Mittelwert je WP-Saison) auf Rotorhöhe verwendet (z-transformiert), welche bezüglich der sichtbaren Fläche und Beobachtungsaufwand am Vantage-Point (Kap. 4) normiert wurden. Dargestellt sind die Modellvorhersage (unterbrochene Linie) mit 95 % Kredititätsintervall (grau schattiert) und die gefundenen Kollisionsopfer (Kreise) in Form eines einfachen Schätzers (Anzahl gefundener Kollisionsopfer [n] / Detektionswahrscheinlichkeit p / Anzahl abgesuchter WEA [n]; Huso 2010, Huso et al. 2012). | 85 |
| Abb. 3.10 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Feldlerchen..... | 87 |
| Abb. 3.11 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Goldregenpfeifer. | 87 |
| Abb. 3.12 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Kiebitze. | 88 |
| Abb. 3.13 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Limikolen. | 88 |
| Abb. 3.14 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Mäusebussarde. | 89 |
| Abb. 3.15 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Möwen. | 89 |
| Abb. 3.16 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Ringeltauben. | 90 |
| Abb. 3.17 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Rotmilane. | 90 |
| Abb. 3.18 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Stare. | 91 |
| Abb. 3.19 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Stockenten. | 91 |

| | | |
|-----------|--|-----|
| Abb. 3.20 | Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Turmfalken. | 92 |
| Abb. 3.21 | Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierender Stockenten (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierender Stockenten, x-Achse) gelegen hat. | 93 |
| Abb. 3.22 | Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierender Möwen (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierender Möwen, x-Achse) gelegen hat. | 94 |
| Abb. 3.23 | Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierender Ringeltauben (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierender Ringeltauben, x-Achse) gelegen hat. | 94 |
| Abb. 3.24 | Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierender Mäusebussard (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierender Mäusebussarde, x-Achse) gelegen hat. | 95 |
| Abb. 3.25 | Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierender Limikolen (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierender Limikolen, x-Achse) gelegen hat. | 95 |
| Abb. 3.26 | Relative Unsicherheit der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer in Abhängigkeit von der Anzahl gefundener Kollisionsopfer. Gezeigt ist die Relative Unsicherheit der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer (obere Grenze des 95 %-Kreditintervalls minus untere Grenze des 95 %-Kreditintervalls geteilt durch die geschätzte Anzahl Kollisionsopfer), die Anzahl gefundener und gewerteter Kollisionsopfer (vgl. Tab. 3.10) und ein einfacher Loess-Glätter (unterbrochene Linie). | 98 |
| Abb. 3.27 | Direkte anthropogene Todesursachen von Vögeln in den USA (Daten aus Loss et al. 2015). ... | 102 |
| Abb. 4.1 | Nabenhöhen und Rotordurchmesser der während der Verhaltensbeobachtungen untersuchten WEA. | 105 |
| Abb. 4.2 | Beispiel der Zonierung eines Untersuchungsgebiets. | 106 |
| Abb. 4.3 | In PROGRESS verwendetes Konzept und Begriffe zum Ausweichverhalten von Vögeln an WEA und WP. | 109 |
| Abb. 4.4 | Anteil falsch und richtig geschätzter Flughöhen des eingesetzten Multikopters. | 112 |
| Abb. 4.5 | Wetter während der Beobachtungseinheiten: Windrichtung (oben links), Windstärke (oben rechts), Niederschlag (unten links) und Temperatur (unten rechts). | 113 |
| Abb. 4.6 | Zeitliche Verteilung der Beobachtungsstunden. | 114 |
| Abb. 4.7 | Beobachtungsaufwand in Bezug zu den Lebensphasen des Mäusebussards. | 115 |
| Abb. 4.8 | Anteile der Artengruppen an der Gesamtindividuensumme der Sekundärarten. | 116 |
| Abb. 4.9 | Verteilung der beobachteten Individuen innerhalb der WP auf die Höhenklassen. | 117 |
| Abb. 4.10 | Anteile der Artengruppen an den Sichtungen (Flugereignisse) und der Gesamtindividuenzahl der Zielarten. | 118 |
| Abb. 4.11 | Stetigkeit der häufigsten Greifvogelarten bezogen auf alle 55 WP-Saisons im Untersuchungszeitraum (12 Beobachtungstage je WP). | 119 |

| | | |
|-----------|--|-----|
| Abb. 4.12 | Vertikale Verteilung der häufigsten Zielarten (Limikolen, Gänse und Kraniche)..... | 120 |
| Abb. 4.13 | Vertikale Verteilung der Flugaktivität der häufigsten Greifvogelarten..... | 121 |
| Abb. 4.14 | Horizontale Verteilung der häufigsten Zielartengruppen..... | 122 |
| Abb. 4.15 | Anteil der Flugbewegungen mit erkennbarem Ausweichverhalten für die häufigsten Zielartengruppen. | 123 |
| Abb. 4.16 | Anteile der beobachteten Verhaltenskategorien am erkennbaren Ausweichverhalten innerhalb und außerhalb der WP für die häufigsten Zielartengruppen..... | 125 |
| Abb. 4.17 | Anzahl der beobachteten potenziellen Gefahrensituationen für Greifvögel und gefundene Kollisionsopfer. Jeder Punkt stellt eine Greifvogelart dar. | 127 |
| Abb. 5.1 | Herleitung der Anzahl potenzieller Rotordurchflüge..... | 136 |
| Abb. 5.2 | Fiktiver Beispiel-WP mit 80 ha vom VP aus einsehbarer Fläche. | 137 |
| Abb. 5.3 | Berechnung der spezifischen Kollisionswahrscheinlichkeit mittels der Eingabemaske in Excel von SNH..... | 139 |
| Abb. 5.4 | Häufigkeit der mit BAND-Modell prognostizierten Kollisionsopfer je WP-Saison (pro sichtbare WEA / 12 Wochen ohne AR). | 144 |
| Abb. 5.5 | Prognose der Mäusebussardkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditibilitätsintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsopfer an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen. | 147 |
| Abb. 5.6 | Prognose der Turmfalkenkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditibilitätsintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsopfer an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen. | 148 |
| Abb. 5.7 | Prognose der Kiebitzkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditibilitätsintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsopfer an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen. | 149 |
| Abb. 5.8 | Prognose der Goldregenpfeiferkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditibilitätsintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsopfer an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen. | 150 |
| Abb. 5.9 | Prognose der Rotmilankollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditibilitätsintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsopfer an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen. | 151 |

| | | |
|-----------|--|-----|
| Abb. 5.10 | Annahmen des BAND-Modells bzgl. der Verteilung der Vögel in der Gefahrenzone. RSZ = „rotor swept zone“ \triangleq überstrichene Rotorfläche. | 155 |
| Abb. 5.11 | Exemplarische Auswertung der Variabilität der Bussardaktivität in der Gefahrenzone für zwei VP. | 160 |
| Abb. 5.12 | Prognose der Mäusebussardkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsopfer an dem jeweiligen Standort. Für die BAND-Modellergebnisse sind zusätzlich Fehlerbalken basierend auf DOUGLAS et al. (2012) (siehe Kap. 5.4.2.4) aufgetragen. | 162 |
| Abb. 5.13 | Zusammenhang Kollisionswahrscheinlichkeit und Fluggeschwindigkeit (SNH 2014a). | 163 |
| Abb. 5.14 | Sensitivitätsanalyse für BAND (2012a): Auswirkungen der Veränderung der Eingangswerte beruhend auf der Schwankungsbreite der realen Werte auf die Prognose der Kollisionsopfer durch das BAND-Modell für die Dreizehenmöwe- hypothetischer WP (100 WEA) (MASDEN 2015). | 164 |
| Abb. 5.15 | Herleitung der potenziellen Rotordurchflüge nach (BAND 2012a) (Offshore) Seite 24. | 164 |
| Abb. 5.16 | Auswirkung der Veränderung der Fluggeschwindigkeit des Mäusebussards von 9,45 m/s auf 5m/s vgl. Tab. 4.1. | 165 |
| Abb. 5.17 | Beispiel für „vertikale Fluggeschwindigkeit“ - Steppenbussard (SPAAR & BRUDERER 1996). | 166 |
| Abb. 5.18 | Annahmen des BAND-Modells bzgl. des Anflugwinkels, verändert nach (BAND 2012a). | 168 |
| Abb. 5.19 | Kollisionswahrscheinlichkeit eines Seeadlers bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten (0, 5 und 10 m/s) in Abhängigkeit zur relativen Windrichtung nach der neuen Excel-Tabelle nach CHRISTIE & URQUARD (2015). Die gestrichelte Linie gibt die Kollisionswahrscheinlichkeit ohne Berücksichtigung der Windgeschwindigkeit an. | 168 |
| Abb. 5.20 | Zusammenhang von Kollisionswahrscheinlichkeit und Rotordurchmesser; durchgezogene mittlere Linie zeigt den Mittelwert aus Gegen (gestrichelt) – und Rückenwind (gepunktet)– aus BTO Research ReportNo. 401. | 169 |
| Abb. 5.21 | Kennwerte eines Rotorflügels am Beispiel einer E-82 der Fa. Enercon. | 170 |
| Abb. 5.22 | Zusammenhang Kollisionswahrscheinlichkeit und Rotorblattbreite; durchgezogene mittlere Linie stellt den Mittelwert aus Gegen (gestrichelt) – und Rückenwind (gepunktet) Szenario dar- BTO Research Report No. 401. | 170 |
| Abb. 5.23 | Gemittelter Jahresgang Beispiel WP in SH (Markierungen stehen für die verschiedenen WEA in den WP) / Mittlerer Tagesgang der Windgeschwindigkeiten aus LiDARmessung in NI. | 172 |
| Abb. 5.24 | Häufigkeitsverteilung der einzelnen Geschwindigkeitsklassen (Nutzbarer Windgeschwindigkeitsbereich) für das Jahr 2014 – Aufgetragen ist die Häufigkeit, mit der die Windgeschwindigkeit in der gewählten Bin-Breite (0,5 m/s) (englisch bin = Klasse) auftritt. Vergleich Süplingen (links) und Büsum (rechts) in 10 m Höhe gemessen. Datenbasis: Deutscher Wetterdienst, Zahlenwerte gerundet. | 173 |
| Abb. 5.25 | Standortabhängige Häufigkeitsverteilung verschnitten mit der Leistungskurve einer E-82 - Bin-Weite 0.5 m/s – Zusammenhang Windgeschwindigkeit – Rotationsgeschwindigkeit. | 174 |
| Abb. 5.26 | Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotordurchflug eine E82 für den Mäusebussard, abgewandelt nach (BAND 2012a). | 175 |

| | | |
|-----------|--|-----|
| Abb. 5.27 | Pitchregelung als Bremse des Rotors: dreht sich das Rotorblatt in Richtung des oberen Pfeils, vermindert sich der Auftrieb und die Drehzahl wird reduziert..... | 176 |
| Abb. 5.28 | Zusammenhang Kollisionswahrscheinlichkeit und Anstellwinkel der Rotorblätter; durchgezogene mittlere Linie stellt den Mittelwert aus Gegen (gestrichelt) – und Rückenwind (gepunktet) Szenario dar - BTO Research Report No. 401..... | 176 |
| Abb. 5.29 | Kollisionsopferfunde in einem doppelt beprobten WP in SH im Herbst 2012 und 2013. | 177 |
| Abb. 5.30 | Die Anzahl Sturmtage in Norddeutschland (1981 - 2010) - Anzahl der Tage, an denen die maximale Windgeschwindigkeit Beaufort-Skala 8 überschreitet ($V_{max} > 62$ m/h)..... | 177 |
| Abb. 5.31 | Beispielhaft saisonale Unterschiede Mäusebussard in einem doppelt beprobten WP; Mittelwert \pm Standardfehler (SE) – zusätzlich ist die Anzahl der Beobachtungsböcke mit angegeben. Die einzelnen Datenpunkte zeigen die 128 Beobachtungseinheiten [2013 (04.09.13 – 20.11.13 insg. ca. 69 Std.) / 2014 (25.03.14 – 10.06.14 insg. ca. 70 Std.)]..... | 179 |
| Abb. 5.32 | Schematischer Ablauf der Wiesenweihenbalz..... | 180 |
| Abb. 6.1 | Beispielschema eines Matrixmodells. Pfeile zeigen den Übergang bzw. Beitrag von einem Lebensabschnitt zum anderen im nächsten Jahr an. Die Überlebensrate von einem Lebensabschnitt zum nächsten wird durch S_j gekennzeichnet, wobei j das Alter ist. Die Reproduktion wird durch F_j gekennzeichnet. Neben der Mortalität ohne Kollisionen mit WEA kann die geschätzte zusätzliche Mortalität durch WEA in ein solches Modell leicht integriert werden. | 189 |
| Abb. 6.2 | Entwicklung der WEA-Dichte (Anzahl pro 100 km ²) in den vier verschiedenen untersuchten Bundesländern von 2000 bis 2014..... | 191 |
| Abb. 6.3 | <i>Lage der ausgewählten Teilpopulationen des Mäusebussards für die Analyse von langzeitigen Effekten von Kollisionen mit WEA auf den Populationstrend.</i> | 192 |
| Abb. 6.4 | Populationstrend des Mäusebussards in Bielefeld/NRW ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²)..... | 196 |
| Abb. 6.5 | Populationstrend des Mäusebussards in Bielefeld/NRW ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Niedersachsen..... | 197 |
| Abb. 6.6 | Populationstrend des Mäusebussards im Dänischen Wohld/SH ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²)..... | 198 |
| Abb. 6.7 | Populationstrend des Mäusebussards im Dänischen Wohld/SH ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Schleswig-Holstein..... | 198 |
| Abb. 6.8 | Populationstrend des Mäusebussards in Altenpleen/MV ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²)..... | 199 |
| Abb. 6.9 | Populationstrend des Mäusebussards in Altenpleen/MV ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), unter zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Mecklenburg-Vorpommern..... | 199 |

| | | |
|-----------|--|-----|
| Abb. 6.10 | Populationstrend des Mäusebussards in Rathenow/BB ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²). | 200 |
| Abb. 6.11 | Populationstrend des Mäusebussards in Rathenow/BB ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Brandenburg. | 201 |
| Abb. 6.12 | Populationstrend des Rotmilans mit den Daten aus der Literatur (GLUTZ et al. 1971, ZANG et al. 1989), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²). | 202 |
| Abb. 6.13 | Populationstrend des Rotmilans mit den Daten aus der Literatur (GLUTZ et al. 1971, ZANG et al. 1989), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der mittleren WEA-Dichte der vier Bundesländer. | 202 |
| Abb. 6.14 | Populationstrend des Rotmilans mit den Daten nach BELLEBAUM et al. (2013), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²). | 203 |
| Abb. 6.15 | Populationstrend des Rotmilans mit den Daten nach BELLEBAUM et al. (2013), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte in Brandenburg ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Brandenburg. | 204 |
| Abb. 6.16 | Populationstrend des Rotmilans für die Population um Blomberg/NRW, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²). | 205 |
| Abb. 6.17 | Populationstrend des Rotmilans für die Population um Blomberg/NRW, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte in Niedersachsen ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Niedersachsen. | 205 |
| Abb. 6.18 | Populationstrend des Seeadlers für die Population in Schleswig-Holstein, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²). | 206 |
| Abb. 6.19 | Populationstrend des Kiebitzes mit Daten aus der Literatur, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²). | 207 |
| Abb. 6.20 | Populationstrend des Kiebitzes mit Daten aus der Literatur, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte gemittelt über die vier Bundesländer ab 2000. | 207 |
| Abb. 6.21 | Populationstrend des Rotmilans mit den Literaturdaten, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 10 km ²) mit 50 % nicht erfassten Floatern anstelle von 25 %. | 209 |

| | | |
|-----------|---|-----|
| Abb. 6.22 | Populationstrend des Mäusebussards in Bielefeld/NRW ohne zusätzliche Mortalität (grau), mit Umweltstochastizität wie beobachtet in Überlebens- und Reproduktionsraten und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²) mit integrierter Umweltstochastizität. | 210 |
| Abb. 6.23 | Populationstrend des Kiebitzes basierend auf Literaturdaten, aber mit einer Reproduktionsrate von 0,7 weiblichen flüggen Küken nach GLUTZ et al. (1975) ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km ²)..... | 214 |
| Abb. 7.1 | Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 1 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für den Rotmilan, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b). | 221 |
| Abb. 7.2 | Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 2 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für den Rotmilan, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b). | 222 |
| Abb. 7.3 | Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 3 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für die Artengruppe der Möwen, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b). | 225 |
| Abb. 7.4 | Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 3 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für Ringeltauben, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b). | 226 |
| Abb. 8.1 | Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (DIERSCHKE & BERNOTAT 2012)..... | 244 |
| Abb. 8.2 | Beispiel der Darstellung digitalisierter Flugbewegungen (eigene Daten)..... | 250 |
| Abb. 12.1 | Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Fluggeschwindigkeit der Mäusebussarde während des Durchzugs in Falsterbo. Horizontal gestrichelte Linien zeigen die minimale Powerspeed - Geschwindigkeit (V _{mp}) und die minimale Gleitflug-Geschwindigkeit (V _{min}) („flap-gliding“ Flug) – Quelle http://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Pennycuick_2001.pdf | 326 |
| Abb. 12.2 | Typische Leistungskurve einer modernen pitchgeregelten WEA mit allen wichtigen Kenngrößen. http://www.windenergie-im-binnenland.de/imgo/Leistungskurve_Wind_Betriebspunkte.svg | 327 |
| Abb. 12.3 | Erläuterung des vertikalen Windprofils | 329 |
| Abb. 12.4 | Logarithmisches Windprofil als grobe Näherung für die Extrapolation der Windbedingungen auf Nabenhöhe | 330 |
| Abb. 12.5 | Kennlinien für die E-82 (2MW). | 330 |
| Abb. 12.6 | Lage der exemplarischen Windmessstandorte..... | 331 |
| Abb. 12.7 | Beispiel Jahressgang 2014 der Windgeschwindigkeiten in Büsum Datenbasis: Deutscher Wetterdienst, Zahlenwerte gerundet. | 331 |

Tabellenverzeichnis

| | | |
|----------|--|----|
| Tab. 1.1 | Rangfolge der häufigsten Arten (mindestens 60 Funde, 11 Arten, n gesamt = 2.604 Funde) der VSW-Liste. Stand 22. Juni 2015..... | 33 |
| Tab. 1.2 | Zielarten des PROGRESS-Projektes für die Kollisionsopfersuche und die Verhaltensbeobachtungen. | 34 |
| Tab. 2.1 | Anzahl der pro Saison untersuchten WP. | 37 |
| Tab. 2.2 | Beschreibung von fünf definierten Vegetationsklassen. | 41 |
| Tab. 2.3 | Liste der am häufigsten gefundenen Vogelarten (von den insgesamt 291 Funden werden hier die Arten mit mindestens fünf Funden dargestellt, alle Funde im Anhang Tab. 12.1, Tab. 12.2 und Tab. 12.3). | 44 |
| Tab. 2.4 | Fundliste der insgesamt gefundenen Fledermäuse. | 46 |
| Tab. 2.5 | Streckenaufwand und Anzahl gefundener Vögel..... | 47 |
| Tab. 2.6 | Arten und Anzahl gefundener Kollisionsopfer, die dem nächtlichen Breitfrontenzug zugeordnet werden können. | 58 |
| Tab. 2.7 | Vergleich der Rangfolge der Fundlisten. | 59 |
| Tab. 3.1 | Struktur der Kovariablen und Hypothesen zur Schätzung der täglichen Verbleiberate von Vogelkörpern in WP. | 66 |
| Tab. 3.2 | Ergebnis der Modellwahl zur Schätzung der Verbleiberaten von Vogelkadavern in den untersuchten WP. Dargestellt sind die 3 am höchsten rangierten Modelle. Model = Modellstruktur, npar = Anzahl Parameter im Modell, AICc = AIC für kleine Stichproben, DeltaAICc = AICc Differenz zum „besten“ Modell, Modellgewicht= Modellgewicht nach AICc, Devianz..... | 67 |
| Tab. 3.3 | Mittlere geschätzte tägliche Verbleiberaten für Vogelarten und Artengruppen. Angegeben sind die Vogelart bzw. Artengruppe, die mittlere tägliche Verbleiberate mit Konfidenzintervall und Standardabweichung, sowie die mittlere artspezifische Körpermasse und die Farbklasse. [Anmerkung: Aufgrund vergleichbarer mittlere artspezifischer Körpermassen und gleicher Farbklasseneinstufung wird für Rotmilan und Stockente, sowie für Turmfalke, Kiebitz und die Artengruppe Limikolen dieselbe mittlere tägliche Verbleiberate geschätzt.] | 67 |
| Tab. 3.4 | Zusammenfassung der Posteriorverteilungen der Modellparameter des Mixture-Modells zur Schätzung der erwarteten Verteilung von Kollisionsopfern um WEA. Angegeben sind für jeden Modellparameter der Mittelwert (mean), die Standardabweichung (sd), das 2,5 %-, 25 %-, 50 %-, 75 %- und 97,5 % Quantil, der Rhat-Wert und die Stichprobengröße (n.eff) der Posteriorverteilungen. Modellparameter entsprechen Abschnitt 3.2.3 und Tab. 12.5. Zwischen-WP-Varianz für zwei verschiedenen Höhenklassen von Windenergieanlagen (Gesamthöhe < 80 m (sigmabetas) bzw. > 80 m(sigmabetal)). | 70 |
| Tab. 3.5 | Geschätzter Anteil Kollisionsopfer außerhalb des vorab definierten Suchkreises mit dem Radius der Gesamthöhe der WEA. | 72 |
| Tab. 3.6 | Sucheffizienz je Vegetationsklasse und Auffälligkeitsklasse von Kollisionsopfern. Angegeben sind die Vegetationsklasse, die mittlere geschätzte Suchefferizienz (f) mit Kreditabilitätsintervall (f_lwr, f_upr), der Standardfehler der Schätzung (f_se) und die Vogel-Auffälligkeitsklasse. | 77 |

| | | |
|-----------|--|-----|
| Tab. 3.7 | Datengrundlage für die Abschätzung der Anzahl Kollisionopfer im Projektgebiet von PROGRESS. Für die Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg sind die Anzahl WP [n] und die Anzahl der WEA [n], die Aktualität der Daten, sowie die Quellen der Daten angegeben. | 82 |
| Tab. 3.8 | Parameter Schätzer (Mittelwert mit 95% Kredibilitätsintervall) für das Modell mit dem Rotordurchmesser als einzigem Prädiktor für verschiedene Arten und Artengruppen. Außerdem angegeben sind die die Anzahl WP-Saisons [n], die Summe der untersuchten WEA über alle WP-Saisons (WEA[n]) und die Anzahl gefundener und gewerteter Funde [n]. | 83 |
| Tab. 3.9 | Parameter Schätzer (Mittelwert mit 95% Kredibilitätsintervall) für die Flugaktivitäts-Modelle für Mäusebussard und Goldregenpfeifer. Außerdem angegeben sind die Anzahl WP-Saisons [n], die Summe der untersuchten WEA über alle WP-Saisons [n] und die Anzahl gefundener und gewerteter Kollisionopfer (Funde [n]). | 83 |
| Tab. 3.10 | Kollisionsofferschätzung für verschiedene Vogelarten und Artengruppen. Angeben sind die Vogelart bzw. die Artengruppe, die Anzahl gefundener und gewerteter Kollisionopfer, die mittlere Kollisionopferzahl pro WEA mit oberen und unterem Kredibilitätsintervall für den Zeitraum von 12 Wochen, die Anzahl Kollisionopfer summiert über alle WP-Saisons mit unterem und oberen Kredibilitätsintervall, die Zwischen-Windparkvarianz mit unterem und oberen Kredibilitätsintervall, die Anzahl der je Vogelart untersuchten WEA und WP-Saisons. ... | 86 |
| Tab. 3.11 | Übersicht über die geschätzte Anzahl Kollisionopfer im Projektgebiet von PROGRESS im Zeitraum von 12 Wochen. Angegeben sind die Arten und Artengruppen mit dem 1 %, 2,5 %, 50 % (Median), 97,5 % und 99 % Quantil der geschätzten Anzahl kollidierter Individuen. | 93 |
| Tab. 3.12 | Extrapolation der Kollisionopferzahlen auf das PROGRESS-Projektgebiet (12.841 WEA in 1.761 WP in NI, SH, MV und BB). Für Watvögel wurde der küstennahe Verbreitungsschwerpunkt Rechnung getragen indem küstennahe WEA für die Schätzung berücksichtigt wurden. Links: Median der hochgerechneten Anzahl von Kollisionen im Projektgebiet von fünf Arten/ Artengruppen mit dem Zeitbezug von 12 Wochen. Rechts: Hochrechnung des Medians auf die jährliche Anzahl von Kollisionen. | 99 |
| Tab. 3.13 | Vergleich der früheren Jagdstrecke (bis 1970) des Mäusebussards und die geschätzte Anzahl kollidierter Mäusebussarde im Projektgebiet von PROGRESS in Bezug zum Brutbestand des Projektgebietes. | 100 |
| Tab. 3.14 | Anzahl der geschossenen und kollidierten Stockenten und Ringeltauben in Norddeutschland (Dreijahresmittel der Jagdstrecken von NI, SH, MV und BB). | 101 |
| Tab. 4.1 | Die horizontale und vertikale Aufteilung der Untersuchungsgebiete. | 107 |
| Tab. 4.2 | Verhaltenskategorien, abgeändert nach MEREDITH et al. (2002). | 109 |
| Tab. 4.3 | Zeitliche Abfolge der Einheiten der Verhaltensbeobachtung in Kombination mit der Kollisionsoffersuche. | 111 |
| Tab. 4.4 | Individuensummen der fünf häufigsten Sekundärarten. | 116 |
| Tab. 4.5 | Anteil der Flugbewegungen in der Gefahrenzone (HK II im WP) und Rotordurchflüge der häufigsten Zielartengruppen. | 126 |
| Tab. 4.6 | Specific Risk Index (SRI) nach LEKUONA & URSUA (2007). | 128 |
| Tab. 5.1 | Berechnung des Schritt 1 für den Mäusebussard in dem fiktiven Beispiel-WP. | 138 |

| | | |
|----------|--|-----|
| Tab. 5.2 | Korrektur mittels Avoidance Rate..... | 141 |
| Tab. 5.3 | Biometrische Daten für die fünf betrachteten Arten als Parameter des BAND-Modells..... | 141 |
| Tab. 5.4 | Bandbreiten typischer Kenndaten von WEA, nach QUASCHNING (2013). | 171 |
| Tab. 5.5 | Fehlerfortpflanzung - Offshore - Fallbeispiel zum Basstölpel (BAND 2012b) S 11. | 181 |
| Tab. 5.6 | Berechnungsweg zur Bestimmung des Unsicherheitsfaktors bzgl. der Flugaktivität in Rotorzone. | 182 |
| Tab. 6.1 | Geschätzte Brutwahrscheinlichkeit von Mäusebussarden als Funktion des Alters. Daten modifiziert nach KRÜGER & LINDSTRÖM (2001). | 191 |
| Tab. 6.2 | Überlebenswahrscheinlichkeit und Brutwahrscheinlichkeit von Rotmilanen als Funktion des Alters. Daten nach BELLEBAUM et al. (2013). | 194 |
| Tab. 6.3 | Grenzwerte der zusätzlichen Mortalität für Populationen des Mäusebussards, Rotmilans und Kiebitzes, basierend auf den Matrixmodellen, unter denen stabile Populationen prognostiziert werden. Der Grenzwert der WEA-Dichte bezieht sich auf die Anzahl WEA auf 100 km ² | 195 |
| Tab. 6.4 | Untersuchungsaufwand und geschätzte Schlagrate pro Turbine und Jahr für Mäusebussard, Rotmilan, Seeadler und Kiebitz. Die Schlagrate basiert auf den Berechnungen in Kap. 3, Tabelle 3.10. | 196 |
| Tab. 6.5 | Elastizitätsanalyse für Populationen des Mäusebussards, Rotmilans und Kiebitz, basierend auf den Matrixmodellen ohne zusätzliche Mortalität. | 212 |
| Tab. 7.1 | Faktorladungen der einzelnen Variablen auf die drei Hauptkomponenten. Die höchsten absoluten Ladungen für die einzelnen Variablen sind fett hervorgehoben, so dass die Hauptkomponente deutlich wird, auf die die Variable am meisten Einfluss nimmt. Hauptkomponente 1 (HK1) wird vor allem durch den Anteil von Ackerflächen, heterogenen landwirtschaftlichen Flächen und Grünland beeinflusst. Hauptkomponente 2 (HK2) wird vor allem durch den Anteil Wald im Plot, den Abstand zum nächsten Wald und zur nächsten Küste beeinflusst. Hauptkomponente 3 (HK3) repräsentiert vor allem die Turbinencharakteristika. | 219 |
| Tab. 7.2 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Mäusebussard. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. | 220 |
| Tab. 7.3 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Rotmilan. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. | 221 |
| Tab. 7.4 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Turmfalken. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. | 222 |
| Tab. 7.5 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Kiebitz. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. | 223 |

| | |
|-----------|---|
| Tab. 7.6 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Goldregenpfeifer. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. 223 |
| Tab. 7.7 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Artengruppe der Limikolen. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. 224 |
| Tab. 7.8 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Artengruppe der Möwen. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. 224 |
| Tab. 7.9 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Stockente. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. 225 |
| Tab. 7.10 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Ringeltaube. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. 226 |
| Tab. 7.11 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Star. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. 227 |
| Tab. 7.12 | Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Feldlerche. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war. 227 |
| Tab. 8.1 | Gegenüberstellung der geschätzten Kollisionsopferzahlen aus PROGRESS mit den Brutbeständen der vier in PROGRESS bearbeiteten Bundesländer (NI, SH, MV und BB) unter Einbeziehung saisonaler Unterschiede. 240 |
| Tab. 8.2 | Gegenüberstellung von Kollisionsopferfunden aus der VSW-Liste und den nationalen Brutbestandsgrößen. 241 |
| Tab. 8.3 | Populationsbiologischer Sensitivitätsindex aus DIERSCHKE & BERNOTAT (2012). 245 |
| Tab. 12.1 | Fundliste (Sortierung nach Arthäufigkeit)..... 306 |
| Tab. 12.2 | Fundliste (alphabetische Sortierung des deutschen Artnamens). 307 |
| Tab. 12.3 | Fundliste (Sortierung nach taxonomischer Systematik). 308 |
| Tab. 12.4 | Artenzusammensetzung der in den Experimenten zur Verbleiberate verwendeten Vogelkörper. 309 |
| Tab. 12.5 | BUGS-code des Mixture Modells zur Schätzung der erwarteten Verteilung von Kollisionsopfern um WEA 311 |

| | | |
|------------|---|-----|
| Tab. 12.6 | BUGS-code des Mixture-Modells zur Schätzung der mittleren Kollisionsrate pro WEA und Anzahl der Kollisionsopfer je WP..... | 312 |
| Tab. 12.7 | Geschätzte Anzahl kollidierter Feldlerchen für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Feldlerchen, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Feldlerchen [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP)..... | 313 |
| Tab. 12.8 | Geschätzte Anzahl kollidierter Goldregenpfeifer für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Goldregenpfeifer, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Goldregenpfeifer [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP). | 314 |
| Tab. 12.9 | Geschätzte Anzahl kollidierter Kiebitze für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Kiebitze, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Kiebitze [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP). | 315 |
| Tab. 12.10 | Geschätzte Anzahl kollidierter Limikolen für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Limikolen, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Limikolen [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP)..... | 316 |
| Tab. 12.11 | Geschätzte Anzahl kollidierter Mäusebussarde für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Mäusebussarde, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Mäusebussarde [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP). | 317 |
| Tab. 12.12 | Geschätzte Anzahl kollidierter Möwen für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Möwen, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Möwen [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP). | 318 |
| Tab. 12.13 | Geschätzte Anzahl kollidierter Ringeltauben für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Ringeltauben, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Ringeltauben [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP)..... | 319 |
| Tab. 12.14 | Geschätzte Anzahl kollidierter Rotmilane für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Rotmilane, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Rotmilane [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP)..... | 320 |

| | | |
|------------|---|-----|
| Tab. 12.15 | Geschätzte Anzahl kollidierter Stare für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Stare, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Stare [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP). | 321 |
| Tab. 12.16 | Geschätzte Anzahl kollidierter Stockenten für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i.e. die geschätzte Anzahl kollidierter Stockenten, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Stockenten [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP)..... | 322 |
| Tab. 12.17 | Geschätzte Anzahl kollidierter Turmfalken für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i.e. die geschätzte Anzahl kollidierter Turmfalken, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Turmfalken [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP)..... | 323 |
| Tab. 12.18 | Gängige Annahmen für die Avoidance Rate aus der Literatur. | 324 |
| Tab. 12.19 | Berechnung des BAND collision risk model (BAND et al. 2007) an einem beliebigen VP zur Abschätzung des Kollisionsrisikos für den Mäusebussard. | 325 |
| Tab. 12.20 | Beispiel-WP VP 1 Kiebitz-sichtungen innerhalb der Gefahrenzone. | 326 |
| Tab. 12.21 | Fluggeschwindigkeiten des Steppenbussard während des Zugs - Behavioral Ecology Vol 8 No 3 R. SPUR & B. BRUDERER. | 326 |
| Tab. 12.22 | Zuordnung typischer, effektiver z_0 -Werte zu Flächennutzungstypen Rauigkeitslängen. | 329 |

Glossar

| | |
|------------------|---|
| AR | <p>1. Avoidance Rate: Verhalten in unterschiedlichen räumlichen Skalen, welches zur Kollisionsvermeidung führt.</p> <p>2. Avoidance Rate: Verhältnis von Anzahl hochgerechneter Kollisionsopfer im Verhältnis zur Anzahl prognostizierten Kollisionsopfer nach dem BAND-Modell.</p> |
| AIC | Akaike Information Criterion, Gütekriterium eines Modells. |
| Auffällige Vögel | Einstufung der Auffälligkeit als Produkt von Größen und Farbklasse einer Vogelart. |
| Außerhalb WP | Fläche, deren Innenkontur durch eine Linie um die äußeren Anlagenstandorte plus den Rotorradius der jeweiligen WEA gebildet wird sowie als Außenkontur den Puffer der Innenkontur mit 500 m. |
| BZ | Brutzeit. |
| BNatSchG | Bundesnaturschutzgesetz. |
| BVerwG | Bundesverwaltungsgericht. |
| Christian | Orkan über Norddeutschland am 28. Oktober 2013. |
| Distanzring | Je nach Anlagenhöhe 3 bis 10 konzentrische Ringe um eine WEA in 20 m-Schritten (0 – 20 m, 20 - 40 m, 40 - 60 m usw.). |
| ESW | Effektive Strip Width (Wendepunkt der Anpassungsfunktion der entfernungsabhängigen Entdeckungswahrscheinlichkeit mit Hilfe von DISTANCE). |
| Gefahrenzone | Je nach Rotordurchmesser unterschiedlich großer Luftraum (Rotorscheibe), in der es zu Kollisionen kommen kann. |
| GIS | Geografisches Informationssystem (Software ARC-GIS, Quantum). |
| GPS | Global Positioning System. |
| HK 0 bis HK III | Definierte Höhenklassen, HK 0 = am Boden bis HK 3 = über Rotorhöhe für die Differenzierung der Flughöhen von Vögeln. |
| Innerhalb WP | Fläche, deren Außenkontur durch eine Linie um die äußeren Anlagenstandorte plus den Rotorradius der jeweiligen WEA gebildet wird. |
| JV/BP | Flüge Jungvögel pro Brutpaar. |

| | |
|--------------------|---|
| K-Strategen | Arten, die als Evolutionsstabile Strategie die Anzahl ihrer Individuen an der Kapazitätsgrenze (K; carrying capacity) des Lebensraumes orientieren. Sie haben eine geringe Zahl von Nachkommen mit dafür höheren Überlebenschancen. |
| KI | Kollisionsindex (im Rahmen von PROGRESS entwickelt). |
| Kollisionsopfer | Vogelkörper oder deren Reste, die im Suchkreis gefunden wurden. |
| LAG VSW | Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten. |
| MGI | Mortalitäts- Gefährdungs-Index (DIERSCHKE & BERNOTAT 2013). |
| n | Stichprobenumfang. |
| NBZ | Nicht- oder Nachbrutzeit. |
| OLG | Oberlandesgericht. |
| PROGRESS | Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch WEA. Förderkennzeichen (FKZ 0325300A-D). |
| Projektgebiet | das Projektgebiet von PROGRESS umfasst die Bundesländer Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Brandenburg. |
| Sekundärarten | Nicht-Zielarten, deren Flugverhalten vereinfacht protokolliert wurde. |
| SH/ NI/ BB/ MV | Abkürzung der vier norddeutschen Flächenländer. |
| Sucheffizienz | experimentell bestimmtes Verhältnis von ausgelegten zu aufgefundenen Vögeln (in unterschiedlichen Vegetationsklassen). |
| Suchkreis | Definierter Kreis mit der Gesamthöhe der WEA als Radius, auf welchen der Suchaufwand fokussiert wurde. |
| SD | Standard Deviation (Standardabweichung). |
| Unauffällige Vögel | Einstufung der Auffälligkeit einer Vogelart als Produkt von Größen und Farbklasse. |
| UG | Untersuchungsgebiet. |
| Verbleiberate | experimentell bestimmte Zeitspanne bis zum Verschwinden eines ausgelegten Vogelkörpers. |
| VP | Vantagepoint – Beobachtungspunkt für Verhaltensbeobachtungen. |
| VSW-Liste | Zentrale Kollisionsopfer-Datenbank der Staatlichen Vogelschutzwarte in Brandenburg. |

| | |
|----------------|--|
| WEA | Windenergieanlage, Windkraftanlage. |
| Windparksaison | 12-wöchige Untersuchungskampagne in einem Windpark (zumeist im Frühjahr und Herbst). |
| WP | Windpark (Einzelanlagen und Anlagengruppen mit einem Abstand voneinander > 1.000 m wird als neuer Windpark definiert). |
| Zielarten | Zielarten von PROGRESS sind Greifvögel. Großvögel u. a. , deren Flugverhalten (Teilflugstrecken) sekundengenau gestoppt wurde. |

1 EINFÜHRUNG

Thomas Grünkorn (BioConsult SH)

1.1 Vorstellung des Projektes

1.1.1 Ausgangslage, Ziele und Herangehensweise

Das Projekt „Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen“ (PROGRESS) befasst sich mit Kollisionen von Vögeln (und Fledermäusen) als zentrales Konfliktfeld zwischen dem Ausbau der Windenergienutzung und dem Naturschutz. Obwohl hohe Kollisionsraten bislang kaum durch systematische Studien belegt wurden und vielfach angeführt wird, dass die Gesamtzahl kollidierter Vögel äußerst gering ist im Vergleich zu anderen anthropogenen Mortalitätsursachen wie Jagd, Kollisionen mit Freileitungen, Verkehr und Gebäuden, hält sich vielfach das pauschale Bild, dass Windenergieanlagen (WEA) eine bedeutende Gefahr für Vögel sind. Hintergrund hierfür sind insbesondere Funde von Greifvögeln, die sich durch gezielte Suchen sowie die Einrichtung eines Meldenetzes und Fortschreibung einer zentralen Datenbank (VSW-LISTE 2015) zu immer weiter ansteigenden Zahlen entwickeln. Gleichzeitig wird eine hohe Dunkelziffer angeführt, die bei unsystematischen Suchen ohne Ermittlung notwendiger Korrekturfaktoren jedoch immanent ist. Da zahlreiche Vogelarten und alle Greifvogelarten besonderen gesetzlichen Schutz genießen, sind Kollisionen ein wichtiger artenschutzrechtlicher Aspekt in den Genehmigungsverfahren. Obwohl eine Vielzahl von Studien zu Kollisionen von Vögeln mit WEA vorliegen, ist sowohl das Verständnis für die Ursachen, wie auch für die Auswirkungen von Kollisionen bislang begrenzt. Dies führt dazu, dass Handlungsanleitungen zur Vermeidung von Konflikten, wie etwa das sogenannte Helgoländer Papier der deutschen Vogelschutzwarten (LAG VSW 2015) oder die EU-Richtlinie zu Windkraft und Natura 2000 (EU 2011), sich oftmals nur auf qualitative Informationen stützen können und daher wesentlich auf Experteneinschätzungen beruhen.

Erste systematische Studien an onshore WEA haben bereits summarische Kollisionsopferzahlen pro WEA oder pro erzeugter Energieeinheit angegeben (z. B. GRÜNKORN et al. 2005, KRIIGSVELD et al 2009.). Es wurde dabei aber keine artspezifische Betroffenheit oder Gefährdung auf Populationsebene betrachtet. Mit PROGRESS sollten daher - ausgehend von den tatsächlich gefundenen Vogelarten - die Mortalität für einzelne betroffene Arten berechnet werden.

Die Kollisionsgefahr von Greifvögeln und Geiern mit WEA wurde wiederholt festgestellt. So ist der Gänsegeier die europaweit am häufigsten als kollidiert gemeldete Vogelart (1.877 in Spanien, DÜRR-Liste Stand 22.06.2015). Bei Verhaltensstudien mit Hilfe von einzelnen telemetrierten Vögeln zeigten die drei Greifvogelarten Rotmilan, Wiesenweihe und Seeadler in Nord- und Ostdeutschland keine Meidung von WEA (HÖTKER et al 2013). Bei Geiern und einigen weiteren Großvögeln kann von einem in Flugrichtung eingeschränktes Blickfeld ausgegangen werden (MARTIN 2010, 2011). Populationen von Greifvögeln und Geiern sind aufgrund ihrer geringeren Reproduktionsrate, längeren Adoleszenz und Langlebigkeit grundsätzlich empfindlich gegen erhöhte Mortalität (durch WEA) von subadulten und adulten Vögeln.

Einige Studien belegen den Rückgang lokaler Brutvogelpopulationen durch Kollisionen mit WEA. Am bekanntesten wurde das Beispiel des Seeadlers auf Smøla/N, wo der Bestand im Bereich des neuerrichteten WP von 13 auf fünf Brutpaare zurückging (NYGÅRD et al 2005). Eine Auswirkung auf die regionale Population war jedoch nicht festzustellen, zumal in dieser Region keine weiteren WP existieren.

Gezielte Fallstudien mit einer Abschätzung der Auswirkung auf den Populationsstatus sind weltweit selten und wurden bisher ausschließlich bei verschiedenen Greifvogelarten durchgeführt: Steinadler am Altamont Pass/USA (SMALLWOOD & THELANDER 2004, HUNT 2011), Schmutzgeier bei Tarifa/ESP (CARRETE et al. 2012) und Rotmilan in Brandenburg/D (BELLEBAUM et al. 2013). PROGRESS ergänzt nun neben weiteren Arten mit dem Mäusebussard in Norddeutschland das Artenspektrum der Greifvögel (Kap. 6.2.4).

Trotz hoher Kollisionsraten des Steinadlers am Altamontpass/USA (unter Berücksichtigung von Korrekturfaktoren 116 getötete Steinadler pro Jahr) konnte bisher kein Rückgang des Brutbestandes nachgewiesen werden (HUNT 2011). Es wird aber vermutet, dass hier insbesondere Nichtbrüter („floater“) getötet werden, was einen negativen Populationseffekt auf überregionaler Ebene zur Folge haben kann (population sink area, SMALLWOOD & THELANDER 2004).

In Spanien wurden zwar erst 19 Schmutzgeier als Kollisionsopfer gemeldet (VSW-Liste, Stand 22.06.2015), doch wird für diese seltene Brutvogelart ein aktueller Bestandsrückgang in Südspanien beobachtet. Die modellierte Zeit bis zum Aussterben der südlichen Teilpopulation war unter Berücksichtigung der Mortalität durch WEA signifikant verkürzt und beträgt wenige Jahrzehnte (CARRETE et al. 2009).

Für den Rotmilan in Brandenburg berechnete BELLEBAUM et al. (2013), dass 3,1 % des nachbrutzeitlichen Bestandes in 2012 durch Kollisionen mit WEA starben. Der Schwellenwert der kompensierbaren Mortalität (PBR, potential biological removal) lag bei 4 %, so dass beim derzeitigen Stand des Ausbaus der Windenergienutzung in Brandenburg noch kein Effekt auf die Population des Rotmilans erwartet wird.

Vor dem Hintergrund der äußerst umfangreichen Literatur zum Konfliktfeld Vögel und Windenergie ist die geringe Anzahl artbezogener Studien erstaunlich. Dies liegt insbesondere in dem notwendigen umfangreichen Untersuchungsaufwand begründet. Kollisionsopfer verteilen sich über eine relativ große Fläche unterhalb der WEA, je nach Größe und Färbung ist die Auffindbarkeit der Vögel in unterschiedlich beschaffenen Flächen durchaus beschränkt und schließlich können die Kollisionsopfer bereits vor einer Suche von Aasfresser beseitigt worden sein. Der daraus resultierende Aufwand ergibt sich aus den Abmessungen der WEA: Unter der Annahme, dass Kollisionsopfer nicht weiter entfernt als die Gesamthöhe einer WEA liegen, ergibt sich für eine 150 m hohe WEA eine Fläche von 7 ha, die nach Kollisionsopfern abzusuchen ist. Versucht man, auch Kleinvögel zu finden und setzt bei guten Vegetationsbedingungen einen 10 m breiten Suchstreifen an, so sind nur für eine WEA 7 km je Kontrolle langsam abzulaufen. Bei ungünstiger Vegetation steigt der Aufwand weiter an. Dem Versuch, Kollisionsopfer an WEA durch vollständige Flächenabdeckung zu erfassen sind daher sehr enge Grenzen gesetzt. Dieser Ansatz führt zudem automatisch zu einer engen Eingrenzung der Anzahl WEA, die in einer Studie betrachtet werden können, so dass bereits die Auswahl der Anlagen die späteren Ergebnisse beeinflussen kann.

Ziel des Projektes ist die Abschätzung der Mortalität an WEA im Norddeutschen Tiefland. Durch eine repräsentative Untersuchung einer großen Anzahl von WP sollen belastbare Aussagen zu den Kollisionsraten von Vögeln, insbesondere Greifvögeln, in dem Hauptgebiet für die Windenergienutzung in Deutschland erarbeitet werden. Darauf aufbauend werden planungsbezogene Grundlagen für die Prognose und Bewertung der durch WEA bewirkten Kollisionen von Vögeln entwickelt.

Die europäische Union hat sich 2010 auf das Minimalziel verständigt, die Erderwärmung auf zwei Grad Celsius zu begrenzen. Deshalb hat die Union für das Jahr 2020 drei ambitionierte Ziele gesetzt: 20 % Reduzierung der Treibhausgasemissionen, 20 % Steigerung der Energieeffizienz und 20 % Anteil erneuerbarer Energien. In 2014 hatten die erneuerbaren Energieträger in Deutschland bereits einen Anteil von etwa 26% (Abb. 1.1), unter denen die Windenergie mit 52,4 % die wichtigste erneuerbare Energiequelle war. Die Anzahl der installierten WEA nahm bis zur Jahrtausendwende exponentiell zu, danach war die Zunahme linear (Abb. 1.2). Diese Zunahme der Nutzung erneuerbarer Energiequellen geht mit einem erhöhten Flächenverbrauch in Deutschland einher und steht potenziell im Konflikt zu den Belangen des Artenschutzes.

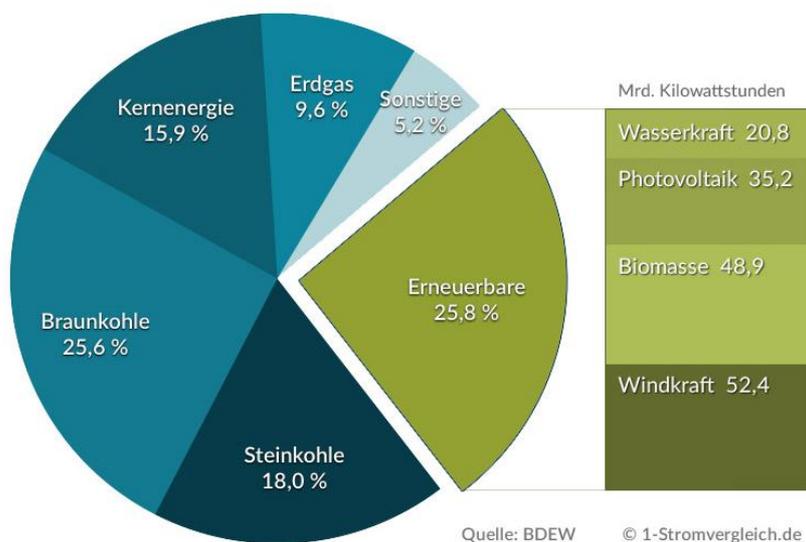


Abb. 1.1 Bruttostromerzeugung in Deutschland 2014 (BDEW 2014).

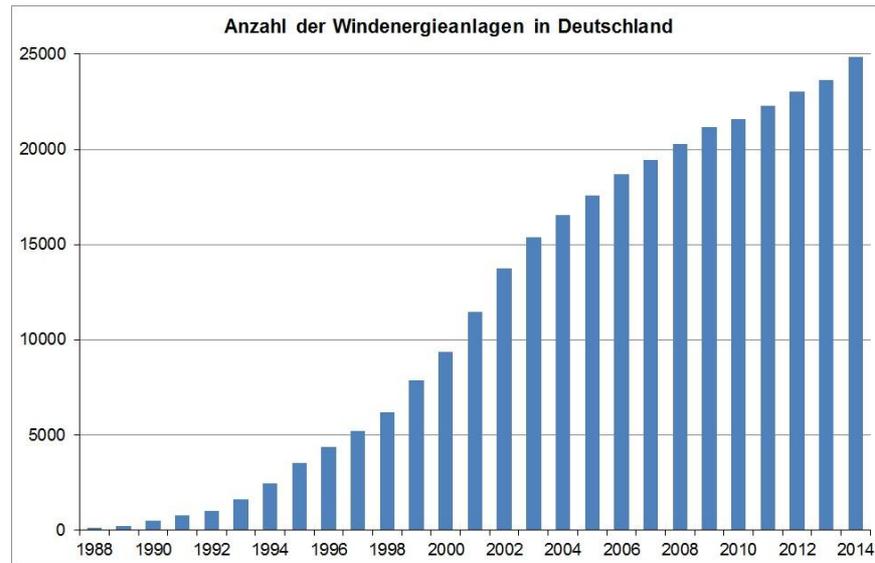


Abb. 1.2 Entwicklung der Anzahl installierter WEA in Deutschland (Quelle: Bundesverband Windenergie 2014).

Im Rahmen des Projektes wurden erstmals mit großräumig und mit standardisierter Methodik Vogelkollisionen an bestehenden WP in Norddeutschland (NI, SH, MV, BB, randlich auch NRW) untersucht. Diese Daten bildeten die Grundlage für die Bewertung der artenschutzrechtlichen Erheblichkeit. Dabei sollte insbesondere auch die Bedeutung dieser zusätzlichen Mortalität für einzelne Vogelarten bewertet werden. Um die Erheblichkeit artspezifisch bewerten zu können, wurden langfristige Populationskonsequenzen unter Berücksichtigung demografischer Parameter prognostiziert. Die Verhaltensbeobachtungen ermöglichten Aussagen und Empfehlungen zur Konfliktbeurteilung und -bewältigung im Zuge der Planung von WP.

Bisher lagen in Deutschland lediglich lokale Untersuchungen vor. Es sollte daher erstmals eine großflächige, systematische Untersuchung von Kollisionsopfern in WP an unterschiedlichen Standorten erfolgen. Die Untersuchungsstandorte sollten den Schwerpunktraum des aktuellen Ausbaustandes der Windenergienutzung abdecken. Das Projekt sollte somit für eine überregionale objektive Einstufung des Vogelschlagrisikos an WEA in Deutschland schaffen.

Der gewählte Ansatz mit zahlreichen unterschiedlichen WP in Norddeutschland stellte hohe Anforderungen an die Standardisierung der Methodik. Es wurde ein Untersuchungsdesign paralleler linearer Transekte angewendet, welcher eine Protokollierung und Messung des geleisteten Streckenaufwandes mit Hilfe von GPS-Loggern sicherstellte. Ein Teil der tatsächlich kollidierten Vögel konnte methodenbedingt nicht gefunden werden, da dieser bei der Suche übersehen oder von Prädatoren bereits vor dem Suchtermin gefressen oder verschleppt worden waren. Zur Ermittlung der Kollisionsraten an WEA musste daher eine systematische Suche nach standardisierter Methode durchgeführt und Korrekturfaktoren experimentell ermittelt werden. Zur Anwendung kam dabei eine von BioConsult SH im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (heute LLUR) entwickelte und erprobte Methode (GRÜNKORN et al. 2005 und 2009).

Die Bewertung des festgestellten Ausmaßes von Kollisionen auf den Erhaltungszustand von Vogelpopulationen war ein weiteres Ziel von PROGRESS. Matrixmodelle erlaubten es, altersspezifische Muster der Mortalität und Reproduktion zu kombinieren, um das daraus resultierende Po-

pulationswachstum zu modellieren. Die kombinierte Matrix- und Elastizitätsanalyse modelliert den Einfluss der zusätzlichen Mortalität durch Kollision mit WEA auf das Populationswachstum, so dass die Frage der Erheblichkeit auf Populationsniveau behandelt werden konnte. (Kap. 6).

Es herrscht in der Planungspraxis eine große Unsicherheit hinsichtlich des Umgangs mit der Prognose von Kollisionsrisiken bei Genehmigungsverfahren von WEA und der artenschutzrechtlichen Bewertung. International wird hierfür häufig das sogenannte „BAND-Modell“ (BAND et al. 2007) verwendet. Hinsichtlich der Berücksichtigung des artspezifischen Meide- und Ausweichverhaltens („avoidance rate“, AR) bedarf das Modell jedoch einer kritischen Validierung an bestehenden WEA. Ziel dieses Bausteines des Projektes war es, das BAND-Modell anhand der bei der Suche nach Kollisionsopfern gewonnenen Daten zu überprüfen, um auf dieser Basis methodische, auf die Planungspraxis bezogene Leitlinien für die weiteren Ausbauziele der Windenergienutzung zu erarbeiten.

Zufällig gemeldete Kollisionen von Vögeln in Europa werden laufend in einer Datenbank der Staatlichen Vogelschutzwarte in Brandenburg erfasst (VSW-Liste). Es fehlte zu Projektbeginn jedoch für Deutschland eine systematisch erhobene Datengrundlage, die eine großräumige Schätzung der Kollisionsopferzahlen erlaubte. Die bislang vorliegenden Untersuchungen ließen kaum Schlüsse zu, die für eine Steuerung des weiteren Ausbaus der Windenergienutzung herangezogen werden konnten. Gleichwohl werden Kollisionen von Vögeln als Argument für Abstandsregelungen und Höhenbegrenzungen verwendet, insbesondere auch im Zuge von Repowering-Bestrebungen.

Der PROGRESS-Bericht gliedert sich in folgende Unterkapitel, die sich an den einzelnen Bausteinen des Projektes orientieren:

- Suche nach Kollisionsopfern,
- Schätzung der Anzahl kollidierter Vögel,
- Wie fliegen Vögel in Windparks?,
- Validierung des BAND-Modells,
- Modellierung der Erheblichkeit der Mortalität auf Populationsebene,
- Modellierung der Effekte von Habitatfaktoren für das Kollisionsrisiko
- Planungsbezogenen Konsequenzen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos

Die Teilkapitel dieses Berichtes folgen einer Gliederung eigenständiger vorgesehener Veröffentlichungen. Die Einzelkapitel wurden von den jeweils genannten Autoren der Kooperationspartner verfasst.

1.1.2 Auswahl des Bezugsraums und der Windparkstandorte

Im Rahmen von PROGRESS wurde das norddeutsche Tiefland als Schwerpunkt derzeitiger und auch künftiger Windenergienutzung in Deutschland untersucht. Sowohl die Karte der Windhöufigkeit (Abb. 1.3) als auch die Anzahl installierter WEA in Deutschland (Abb. 1.4) begründen die Aus-

wahl des nördlichen Teils von Deutschland mit insbesondere den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern und z. T auch Brandenburg als Untersuchungsraum für PROGRESS. Die Windhöffigkeit ist in Norden in 10 und 80 m Höhe bedeutend höher als in den Flachlandgebieten im Süden und Osten von Deutschland, so dass der Ausbau der Windenergie in Norddeutschland begann und die Anzahl installierter WEA hier bisher einen bundesweiten Schwerpunkt bildet. Die bisherigen Anlagen von zumeist 100 m hohen Anlagen werden aktuell größtenteils durch etwa 150 m hohe Anlagen ersetzt.

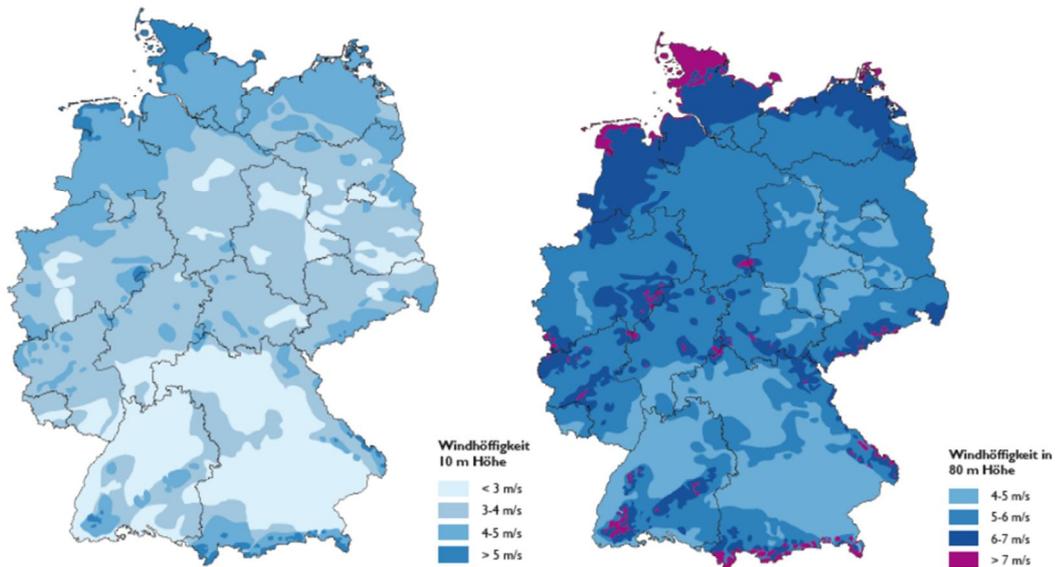


Abb. 1.3 Karten der Windhöffigkeit in Deutschland in 10 m (links) bzw, 80 m Höhe (rechts). (http://www.geo.uniaugsburg.de/lehrstuehle/humgeo/medienverzeichnis/cover/publikationen/bosch/Plakat_Windenergie.pdf, 2009).

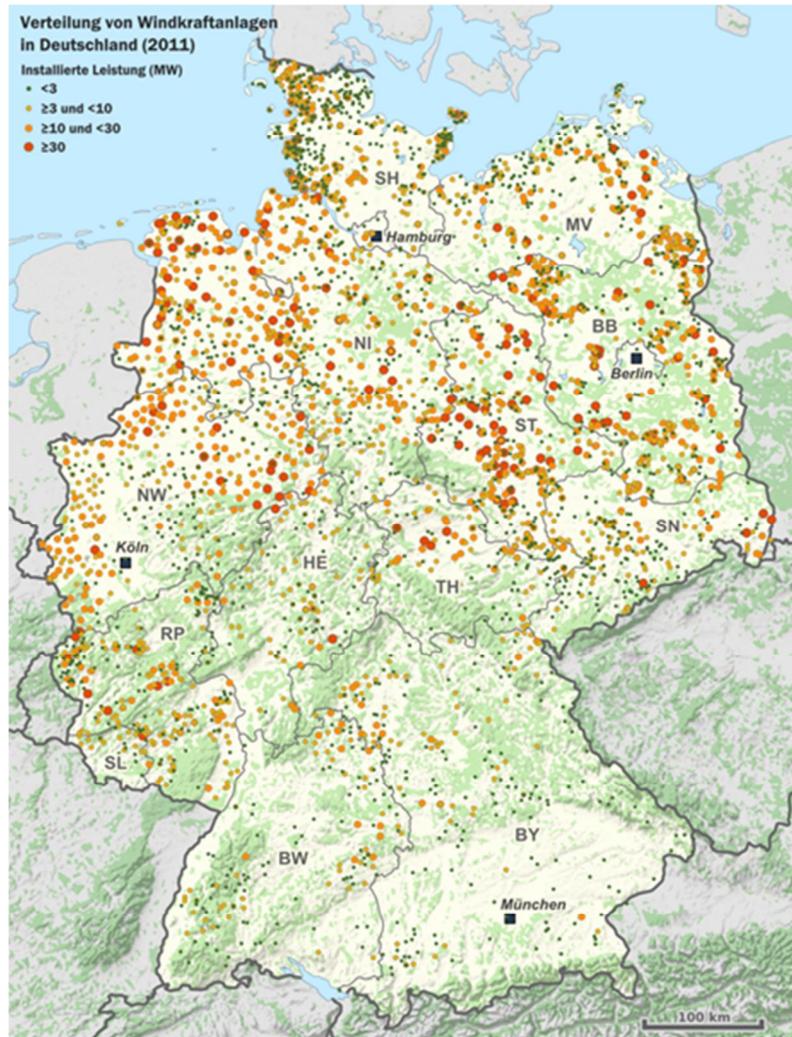


Abb. 1.4 Verteilung der WEA in Deutschland 2011 (<https://de.wikipedia.org/wiki/Windenergie>).

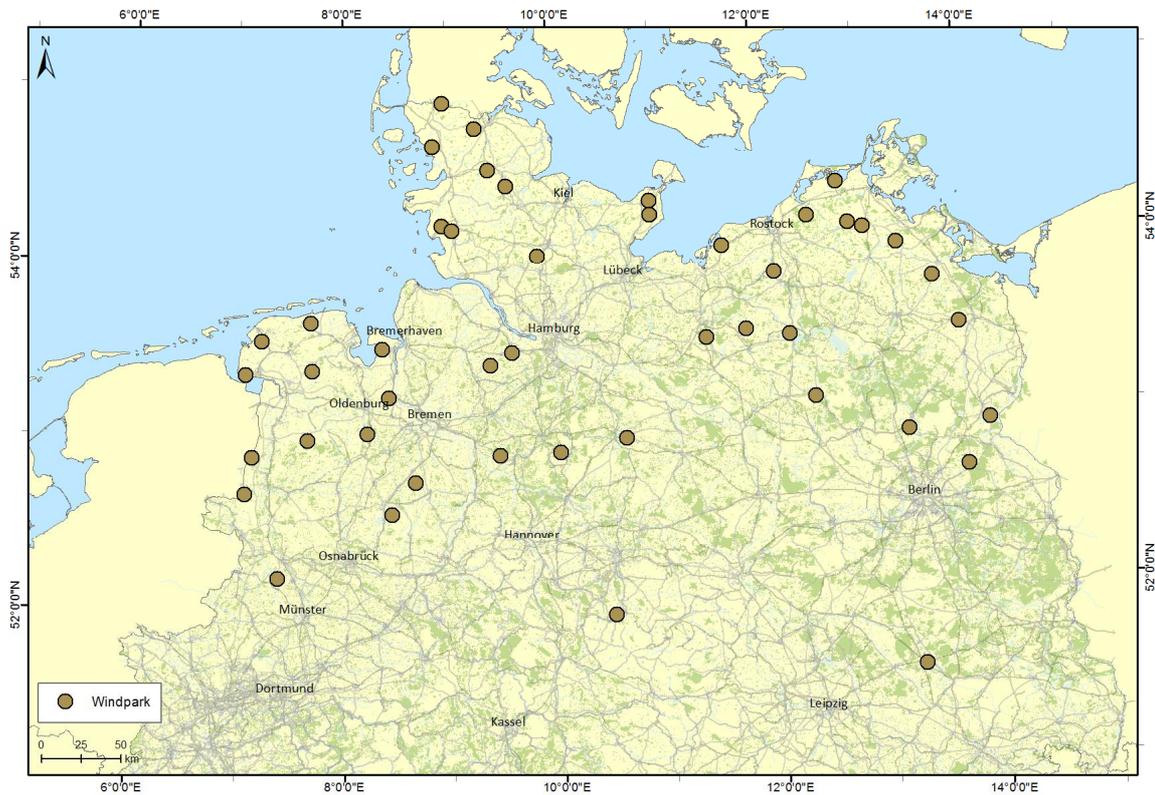


Abb. 1.5 Lage der im Rahmen von PROGRESS untersuchten 46 WP.

Im Projekt wurden 46 WP im gesamten norddeutschen Raum untersucht (Abb. 1.5). Der Schwerpunkt lag auf den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Ein WP lagen auch im angrenzenden Nordrhein-Westfalen. Da einige WP mehrfach bearbeitet wurden, ergeben sich insgesamt 55 Datensätze, die im Folgenden als WP-Saisons bezeichnet werden.

Bisherige Anwendungen der Methodik (GRÜNKORN et al. 2009, BIOCONSULT SH & ARSU 2010) zeigten, dass die Fundwahrscheinlichkeit wesentlich durch die Vegetation auf den Flächen eines WP bestimmt wird und bei schlechten Suchbedingungen sehr stark abnimmt, so dass eine Suche nach Kollisionsopfern nur bei geringer Vegetationshöhe bzw. geringer Vegetationsbedeckung sinnvoll ist. Die großflächige (häufig naturraumspezifische) Landnutzung mit unterschiedlichen Feldfrüchten, die Vegetationshöhe sowie die zeitlich aufeinanderfolgenden Phasen der Landbearbeitung/des Erntefortschrittes bestimmen daher die Möglichkeit der Methodenanwendung maßgeblich.

Darüber hinaus müssen eine Erlaubnis zum Befahren von z. T. privaten Zuwegungen zu den WEA seitens der Betreiber und eine Erlaubnis zum Begehen der landwirtschaftlichen Nutzflächen seitens der Landwirte vorliegen. Dies musste bei der Auswahl der zu untersuchenden WP berücksichtigt werden und hat die Auswahl mitbestimmt. Eine hinreichend große geografische und naturräumliche Streuung der WP dennoch erreicht (Abb. 1.5).

1.1.3 Auswahl der zu untersuchenden Arten (Artenspektrum)

Die zentrale Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg listet derzeit 2.604 Kollisionsopfer von 135 Arten auf (VSW-Liste, Stand 22. Juni 2015). Unter den häufigsten Arten (über 60 Funde) sind die vier Greifvogelarten Mäusebussard, Rotmilan, Seeadler und Turmfalke vertreten (Tab. 1.1). Für diese Arten wird aufgrund ihrer relativ hohen Fundzahlen angenommen, dass sie überproportional zu ihrer Häufigkeit von Kollisionen betroffen sind, auch wenn eine quantitative Ermittlung der Kollisionsraten in Bezug zur Populationsgröße bisher nicht möglich gewesen ist. Da Greifvögel als langlebige K-Strategen eine verhältnismäßig geringe Reproduktionsrate aufweisen, könnte die durch die Windkraft bewirkte zusätzliche Mortalität langfristig zu erheblichen Populationseinbußen führen. Deutschland trägt beispielsweise für den Artenerhalt des Rotmilans eine hohe internationale Verantwortung, da das Kerngebiet des weltweiten Brutvorkommens in Deutschland liegt (<http://rotmilan.org/deutschlands-heimlicher-wappenvogel/>). Somit rücken Greifvögel im Rahmen von PROGRESS in den Mittelpunkt der Auswirkungsprognosen auf Populationsebene. Die Bestände weiterer Großvogelarten können aufgrund ihrer zumeist geringen Populationsgröße empfindlicher reagieren. Auch wenn diese nicht unter den am häufigsten gefundenen Arten auftreten, wurden diese Arten mit in die Untersuchung einbezogen werden. Damit stehen neben den verschiedenen Greifvogelfamilien weitere Großvogel- und Offenlandarten im Fokus dieser Untersuchung. Grundsätzlich war das Zielartenkonzept breit angelegt und nicht auf bestimmte Artengruppe beschränkt, um möglichst objektive und allgemeingültige Aussagen zur relativen Stärke der Auswirkungen von WEA auf Vögel im norddeutschen Raum treffen zu können (Tab. 1.2).

Tab. 1.1 Rangfolge der häufigsten Arten (mindestens 60 Funde, 11 Arten, n gesamt = 2.604 Funde) der VSW-Liste. Stand 22. Juni 2015.

| Artname | Anzahl |
|--------------|--------|
| Mäusebussard | 337 |
| Rotmilan | 272 |
| Stockente | 134 |
| Lachmöwe | 120 |
| Ringeltaube | 117 |
| Seeadler | 108 |
| Silbermöwe | 95 |
| Mauersegler | 93 |
| Feldlerche | 84 |
| Star | 83 |
| Turmfalke | 66 |

Stand 22. Juni 2015

n= 2.604

Tab. 1.2 Zielarten des PROGRESS-Projektes für die Kollisionsopfersuche und die Verhaltensbeobachtungen.

| Artengruppe Zielarten |
|---|
| Milane (Rotmilan, Schwarzmilan) |
| Weihen (Rohrweihe, Wiesenweihe) |
| Weitere Greifvogelarten (z. B. Mäusebussard, Turmfalke, Habicht, Sperber) |
| Wiesenvögel (z. B. Kiebitz) und rastende Limikolen (z. B. Goldregenpfeifer) |
| Großvögel (Weißstorch, Schwarzstorch, Kranich, Graureiher, Uhu) |
| Rastende Gänse und Schwäne |
| Rastende Kraniche |

1.1.4 Auswahl von Anlagentypen

Das Kriterium der Anlagenhöhe und deren Anordnung (z. B. lineare oder flächige Anordnung) sind im Vergleich zur Flächenrepräsentanz und zum Hauptvorkommen von Zielarten zwar nachrangig, können aber als Kovariablen in der Auswertung berücksichtigt werden. In Einzelfällen wurde versucht, gezielt die Auswirkung einer Repowering-Maßnahme am gleichen Standort zu untersuchen.

Die Suche nach Kollisionsopfern und die Verhaltensbeobachtungen fanden jeweils in denselben WP statt. Die Topografie und die aktuelle landwirtschaftliche Nutzung erforderte eine z. T. unterschiedliche Auswahl einzelner WEA innerhalb eines WP.

Die untersuchten WP umfassen 1.037 WEA mit etwa 70 verschiedenen Typen. Davon wurden während der Kollisionsopfersuche 576 und bei den Verhaltensbeobachtungen 817 Anlagen bearbeitet. Bei den untersuchten WEA handelt es sich überwiegend um Anlagen mit Nabenhöhen zwischen 60 und 120 m. Etwa die Hälfte aller untersuchten WEA haben Nabenhöhen zwischen 60 und 90 m und Rotordurchmesser zwischen 50 und 80 m (Abb. 4.1). Sehr kleine und veraltete WEA wurden bei der Auswahl der WP weitestgehend vermieden. WEA der neuesten Generation (Nabenhöhe über 120 m) wurden soweit möglich in die Untersuchungen einbezogen, waren jedoch noch in geringer Zahl vorhanden. Insgesamt wird der in der Projektlaufzeit vorhandene Ausbaustand der Windenergienutzung in Norddeutschland mit der untersuchten WP-Auswahl gut repräsentiert.

1.2 Zusammenfassung

Das Forschungsvorhaben „Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif-)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen, (Kurztitel PROGRESS)“ thematisiert Kollisionen von Vögeln, als ein zentrales Konfliktfeld zwischen dem Ausbau der Windenergienutzung und dem Naturschutz. Da zahlreiche Vogelarten und alle Greifvogelarten besonderen gesetzlichen Schutz genießen sind Kollisionen ein wichtiger artenschutz-rechtlicher Aspekt in den Genehmigungsverfahren von WP. In diesem F&E-Projekt wurde im Rahmen der Feldarbeiten insbesondere das Ausmaß der Mortalität an WEA be-

stimmt und Verhaltensbeobachtungen in WP durchgeführt. Darauf aufbauend wurden Projektionen der Populationsentwicklungen und planungsbezogene Grundlagen für die Prognose und Bewertung der durch WEA bewirkten Kollisionen von Vögeln entwickelt.

Bisher lagen in Deutschland lediglich lokale Untersuchungen vor. Daher war es das Ziel, mit einer systematischen Untersuchung in mehreren Bundesländern in Norddeutschland repräsentative Daten der Kollisionsraten von Vögeln zu erhalten und hieraus grundlegende Aussagen und Empfehlungen zur Konfliktbeurteilung und Konfliktbewältigung im Zuge der Standortfindung des Windenergieausbaus abzuleiten. Das Projekt erweiterte bisherige Studien zu Vogelkollisionen an WEA und ermöglicht eine fundierte Folgenabschätzung des Ausbaus der Windenergienutzung in Deutschland.

Im Rahmen von PROGRESS wurde das norddeutsche Tiefland als Schwerpunkt derzeitiger und künftiger Windenergienutzung in Deutschland untersucht. Im Projekt wurden 46 WP im gesamten Norddeutschen Raum in den Bundesländern Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg untersucht. Da einige WP mehrfach bearbeitet wurden, ergeben sich insgesamt 55 Datensätze, die im Folgenden als WP-Saisons bezeichnet werden. Als Zielarten wurden Greifvögel (nach ihrer Fundhäufigkeit in der VSW-Liste), Großvogelarten (aufgrund ihrer zumeist geringen Populationsgröße) und Brut- und Rastvogelarten der WP-Flächen (aufgrund ihrer potenziellen Gefährdung) ausgewählt.

PROGRESS ist ein Kooperationsprojekt der drei Gutachterbüros BioConsult SH GmbH & Co.KG, ARSU GmbH, IfAÖ GmbH sowie dem Lehrstuhl für Verhaltensforschung der Universität Bielefeld.

Das Verbundprojekt wurde durch das BMWi im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes als Forschungsvorhaben (FKZ 0325300 A-D) gefördert.

Der Projektbeginn war der 01. November 2011 mit einer Laufzeit bis zum 30.06.2015. Eine projektbegleitende Arbeitsgruppe (PAG) traf sich am 22. Februar 2012 im BMU und am 22. Januar 2014 im BMWi in Berlin. Es fanden zwei Workshops (28./29. November 2012 im BMU, Berlin und am 09. März 2015 in der TU Berlin) mit internationaler Beteiligung statt.

Auf der PROGRESS-Homepage (www.bioconsult-sh.de/projekte/progress) finden sich Präsentationen der Workshops und dieser Schlussbericht.

2 SUCHE NACH KOLLISIONSOPFERN

Thomas Grünkorn (BioConsult SH)

2.1 Einleitung

In der öffentlichen Wahrnehmung wird häufig von einem großen Ausmaß von Vogelkollisionen mit WEA in Deutschland ausgegangen, obwohl es hierzu bisher keine großräumigen, längerfristigen und aufwandkorrigierten Studien gab. Es wird seitens der Kritiker oft überspitzt von WEA als „Vogelschredder“ gesprochen, wenngleich bisher keine objektive, quantitative Grundlage für eine Einstufung der Erheblichkeit vorlag.

In diesem breit angelegten mehrjährigen Forschungsvorhaben wurden erstmals in mehreren Bundesländern Norddeutschlands mit standardisierter Methodik Kollisionsopfer gesucht, um das tatsächliche Ausmaß von Vogelkollisionen abzuschätzen. Dieses Kapitel beschreibt die Methodik und die Ergebnisse der Suche und legt mit den eigentlichen Funden die Grundlage für die Schätzung der tatsächlichen Zahl kollidierter Vögel unter Berücksichtigung mehrerer Korrekturfaktoren (Kap. 3). Die weiteren Kapitel (Kap. 6 Modellierung der Erheblichkeit der Mortalität auf Populationsebene und Kap. 8 Planungsbezogene Konsequenzen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos) bauen wiederum auf den hochgerechneten Kollisionsopferzahlen auf.

Die meisten Feldstudien wurden in Deutschland bisher im Rahmen von Genehmigungsverfahren für die Errichtung von WP – ohne aktuell vorhandene WEA – durchgeführt. Weltweit gibt es zwar mittlerweile bereits eine große Anzahl von Studien an bestehenden WP (z. B. MARQUES et al. 2014), doch ist eine Übertragung von Ergebnissen aus diesen Studien auf den deutschen Planungsraum jedoch mangels standardisierter Methodik und aufgrund zu großer biogeographischer Unterschiede praktisch unmöglich.

2.2 Methode

2.2.1 Zeitliche Verteilung des Untersuchungsaufwandes

Die Suche nach Kollisionsopfern wurde in fünf Feldsaisons von Frühjahr 2012 bis zum Frühjahr 2014 durchgeführt (drei Frühjahrs- und zwei Herbstkampagnen, Tab. 2.1). Der Untersuchungszeitraum im Frühjahr beinhaltete neben den Monaten Februar bis Mai, in denen der Frühjahrszug stattfindet, auch den Frühsommer, welcher die brutzeitlichen Flugbewegungen von Greifvögeln während der Jungenversorgung einschließt. Der Untersuchungszeitraum im Herbst umfasste die wesentlichen Zugmonate September bis November. Im Winter (v. a. Januar und Februar) sowie im Sommer (v. a. Juli und August) gibt es methodenbedingte Erfassungslücken insbesondere durch den Aufwuchs von Feldfrüchten und der geringeren Häufigkeit von Vögeln.

Tab. 2.1 Anzahl der pro Saison untersuchten WP.

| Saison | Anzahl Windparks |
|-----------------------|------------------|
| Frühjahr 2012 | 9 |
| Herbst 2012 | 12 |
| Frühjahr 2013 | 13 |
| Herbst 2013 | 12 |
| Frühjahr 2014 | 9 |
| Untersuchungszeitraum | 55 |

Die bisherige Anwendung der Methodik (GRÜNKORN et al. 2005, 2009, BIOCONSULT SH & ARSU 2010) zeigte, dass die Suche nur bei möglichst geringer Vegetationshöhe bzw. geringer Vegetationsbedeckung zielführend ist. Die großflächige (häufig naturraumspezifische) Landnutzung mit unterschiedlichen Feldfrüchten, die Vegetationshöhe sowie die zeitlich aufeinanderfolgenden Phasen der Landbearbeitung/des Erntefortschrittes bestimmen die Möglichkeit der Methoden-anwendung.

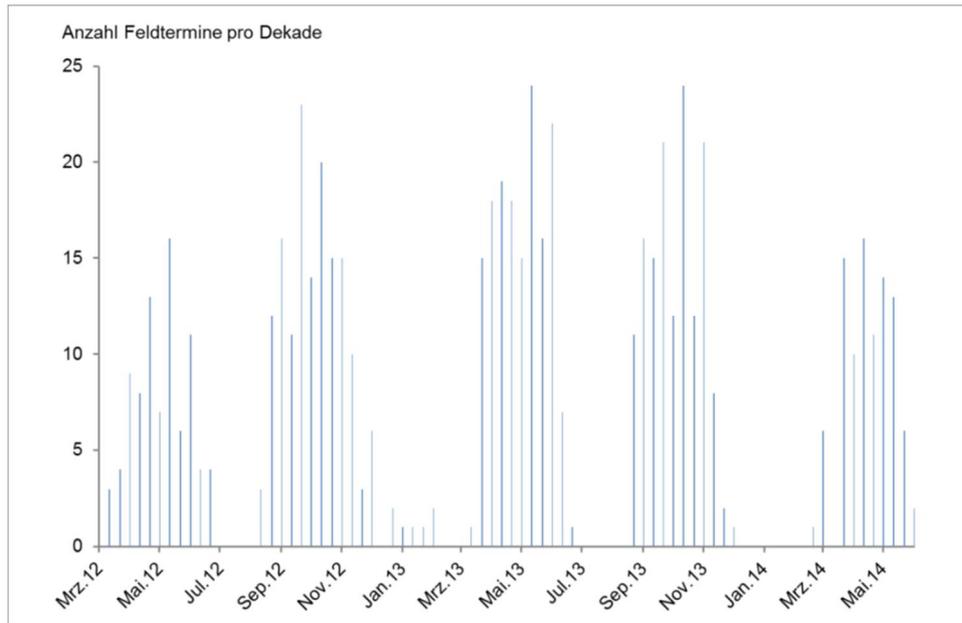


Abb. 2.1 Anzahl Untersuchungstage pro Dekade im Untersuchungszeitraum von März 2012 bis Juni 2014 (insgesamt 646 Untersuchungstage).

2.2.2 Räumliche Verteilung des Untersuchungsaufwandes

Im Rahmen von PROGRESS wurden 46 unterschiedliche WP untersucht. Aufgrund z. T. mehrfacher (ein bis dreimaliger) Untersuchung von WP (wiederholte Untersuchung z. B. auch nach Repowering) fanden insgesamt 55 WP-Saisons statt (Abb. 1.5).

Im norddeutschen Tiefland wurden die Haupteinheiten der Naturräume (Gliederung nach SYSSMANK et al. 1998) zumeist mehrfach untersucht (Abb. 2.3). Die Abdeckung der Naturräume und die Anzahl der pro Naturraum untersuchten WP nimmt Richtung Süden ab. Insgesamt konnte durch die mehrjährige Projektlaufzeit eine hinreichend große Anzahl von WP mit breiter Streuung über Norddeutschland untersucht werden, um mit einer repräsentativen Auswahl der bestehenden WP das aktuelle Ausmaß des Vogelschlages an WEA in Norddeutschland zu bewerten.

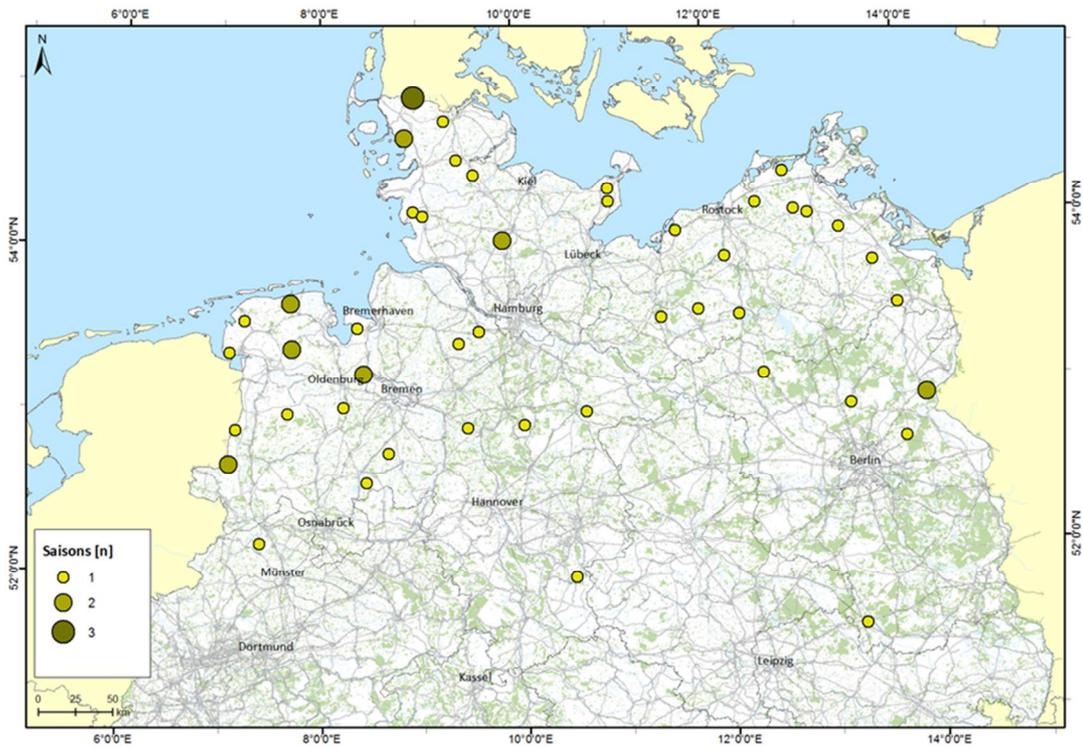


Abb. 2.2 Lage der im Rahmen von PROGRESS untersuchten 46 WP. Aufgrund mehrfacher (2 bis 3x) Untersuchung einzelner WP fanden insgesamt 55 WP-Saisons statt.

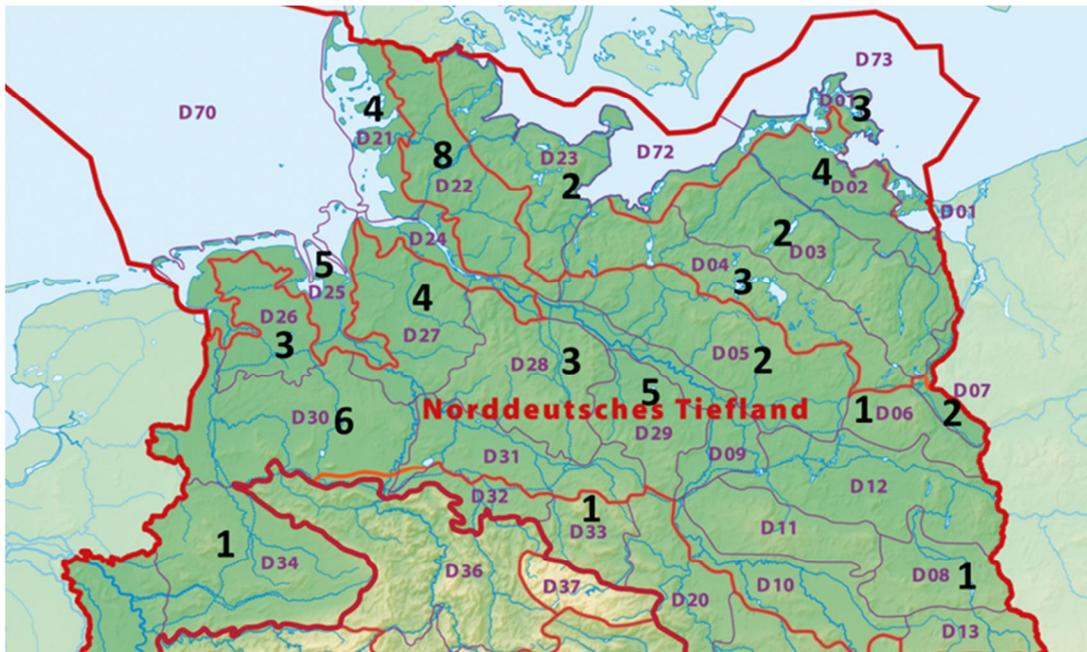


Abb. 2.3 Anzahl der WP-Saisons in Bezug zu der naturräumlichen Gliederung nach Haupteinheiten von Norddeutschland (SYSSMANK et al. 1998).

2.2.3 Methodik der Suche

Im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (LANU, heute LLUR) hat BioConsult SH 2004 eine Methode zur standardisierten Erfassung von Kollisionsopfern an WEA im Westen von Schleswig-Holstein entwickelt und angewendet (GRÜNKORN et al. 2005, 2009). Die Methodik der Feldarbeit wurde im Projekt PROGRESS weitestgehend übernommen.

Kollisionsopfer können um WEA nicht flächendeckend erfasst werden. Die Größe der abzusuchenden Flächen und die z. T. fehlende Eignung von Untergründen (aufgewachsene Feldfrüchte, Gräben, Teiche, Gehölze u. a.) erfordert eine Methodik, bei welcher der Aufwand messbar, reproduzierbar und vergleichbar ist. Daher wurde im Rahmen dieses Forschungsvorhabens ein Transektdesign gewählt, bei welchem zumeist zwei Zähler entlang zuvor festgelegter paralleler Transekte nach toten Vögeln suchten (Abb. 2.4). Der Abstand zwischen zwei Transekten (bzw. Zählern) betrug etwa 20 m. Die tatsächlich zurückgelegte Strecke wurde mit einem GPS-Logger aufgezeichnet, indem eine automatisierte Speicherung eines Wegpunktes in einem Intervall von 10 s erfolgte. Wiederholungen der Suche erfolgten in etwa einwöchigem Abstand und eine Kampagne umfasste 12 Begehungen.

Separat wurden Beginn und Ende eines Transektes, die Flächennutzung sowie die Vegetationsklasse protokolliert. Es wurden fünf Vegetationsklassen unterschieden, die verschiedene Vegetationsbedeckungen und -höhen integrieren (Tab. 2.2). In der späteren Auswertung konnte mit Hilfe einer GIS-Software das abgesuchte Transekt mit der Vegetationsklassen der Fläche dieses Untersuchungstages verschnitten und gepuffert werden. Damit konnte insbesondere der unterschiedlichen Fundwahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Untergrund Rechnung getragen werden.



Abb. 2.4 Beispiel für ein Transektdesign für die Suche nach Kollisionsopfern (roter Punkt = WEA, roter Kreis = „Suchkreis“ mit der Anlagenhöhe als Radius um eine WEA, gelbe Linien = Transekte mit Suchaufwand, hier z. B vier Transekte auf jeder Seite einer WEA bei einer Anlagenhöhe von 100 m.

Tab. 2.2 Beschreibung von fünf definierten Vegetationsklassen.

| Klasse | Vegetationsbedeckung von Ackerflächen [%] | Grashöhe im Grünland [cm] | Acker | Grünland |
|--------|---|---------------------------|---|---|
| 1 | 0-10 | 5 | schwarzer Acker bis zu keimenden Getreide, keine Schollen | frisch gemähltes glattes Grünland |
| 2 | 11-25 | 10 | aufwachsendes Getreide, einzelne Drillreihe, überwiegend vegetationsfreier Untergrund/ mittelgroße Schollen | Aufwachsendes Gras bis etwa 1 Woche nach Mahd, geringe Ausprägung von Bulten |
| 3 | 26 - 50 | 20 | mittelhohes Getreide, grobe Schollen | Aufwachsendes Gras bis etwa 2 Wochen nach Mahd, mittlere Ausprägung von Bulten |
| 4 | 51 - 75 | 30 | hohes Getreide, einige schütterere Stellen | Aufwachsendes Gras bis etwa 3 Wochen nach Mahd, vermehrt Bulte |
| 5 | 76 - 100 | 50 | einförmig hohes Getreide, Boden nicht sichtbar, in der Regel kein Untersuchungsaufwand | einförmig hohes Gras, oder zahlreiche Bulte, in der Regel kein Untersuchungsaufwand |

2.2.4 Wertung eines Fundes als Kollisionsopfer

Im Rahmen von PROGRESS wurde der Aufwand der Kollisionsopfersuche auf einen Kreis mit dem Radius der Anlagenhöhe der WEA („Suchkreis“) konzentriert (Abb. 2.4). Bei linear angeordneten WEA kann dann ein Suchaufwand auch zwischen einzelnen WEA außerhalb der Suchkreise (Abb. 2.4) geleistet worden sein.

Die Todesursache der gefundenen Vögel konnte zumeist nicht eindeutig angegeben werden. Einige Vögel sind offensichtlich von einem Rotorblatt geteilt worden (Abb. 2.5). Solche Abtrennungen, Brüche, geplatzte Körper u. ä. waren aber nur bei 77 der 291 Funde (26 %) offensichtlich. Nicht eindeutig sind dagegen Funde äußerlich unversehrter Vögel oder Überreste nach primärer oder sekundärer Prädation (Abb. 2.6, Rupfung bzw. Riss durch Greifvögel bzw. Säuger), welche insgesamt 214 Funde (74 %) betrafen.

Bei nicht offensichtlichen Kollisionsopfern wurde die Entfernung zur WEA als Kriterium für die Wahrscheinlichkeit einer Kollision gewertet. Es wurden alle Funde innerhalb eines Suchkreises – mit dem Radius der Anlagenhöhe – als Kollisionsopfer definiert.



Abb. 2.5 Ein längsgeteilter Goldregenpfeifer als Beispiel für ein offensichtliches Kollisionsopfer.



Abb. 2.6 Rupfung einer Lachmöwe. Auch wenn die Todesursache nicht erkennbar ist, wird der Fund aufgrund der Nähe zur WEA als Kollisionsopfer gewertet.

2.2.5 Bestimmung des Untersuchungsaufwandes

Um den geleisteten Aufwand innerhalb eines Suchkreiseses zu bestimmen, wurden in einem ersten Schritt zwei Auffälligkeitsklassen von Vögeln bestimmt. Dafür wurden die gefundenen Vogelarten in drei Größenklassen (< 100, 100 – 300 g, > 300 g) und in drei Färbungsklassen (hell, mittel, dunkel) eingeteilt. Die Quantifizierung der Färbung von Vogelarten ist nicht trivial. Bei der Klasseneinteilung nach Helligkeit wurde wie folgt vorgegangen: insgesamt sieben Projektmitarbeiter erhielten eine Liste der ausgelegten Vogelarten, die von jeder Person in eine der drei Farbklassen eingestuft wurde. Dabei wurden für „helle“ Vogelarten eine 0, für „mittlere“ Vogelarten eine 1 und für „dunkle“ Vogelarten eine 2 vergeben, woraus in der Folge „mittlere artspezifische Farbklassen“ berechnet wurden. Vogelarten mit einem mittleren Helligkeitswert von 0,0 -0,5 werden als „hell“, Vogelarten mit einem mittleren Wert von 0,6-1,5 werden als „mittel“ und Vogelarten mit einem hohen Wert von 1,6-2,0 werden als „dunkel“ bezeichnet.

In einem zweiten Schritt wurde die Auffälligkeit als Produkt aus Größenklasse (1 klein, 2 mittel, 3 groß) und Helligkeitsklasse (1 dunkel, 2 mittel, 3 hell) gebildet. Wenn dieses Produkt kleiner als 3 war, wurde die Art als auffällig und wenn das Produkt größer gleich 3 war, wurde die Art als unauffällig eingestuft (Abb. 3.3).

Mit den empirisch ermittelten Fundentfernungen wurden mit Hilfe der Software DISTANCE 6.0 (<http://distancesampling.org>) eine Anpassungsfunktion der einzelnen gemessenen Fundentfernungen berechnet und damit die sogenannte „effektive Streifenbreite“ für beide Auffälligkeitsklassen ermittelt (Abb. 2.12, Abb. 2.13).

2.3 Ergebnisse

2.3.1 Anzahl der Funde und Artenzusammensetzung

2.3.1.1 Vögel

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 291 Vögel von 57 Arten gefunden, von denen die Arten mit mindestens fünf Funden (n = 15) hier aufgelistet werden (Tab. 2.3). Die weiteren Funde werden im Anhang aufgelistet (mit unterschiedlichen Sortierungen in den Tab. 12.1, Tab. 12.2 und Tab. 12.3). Die beiden am zahlreichsten gefundenen Arten waren die häufigen, weit verbreiteten Arten Ringeltaube und Stockente. Unter den 15 am häufigsten gefundenen Arten befinden sich fünf Zielarten des Projektes (Liste der Zielarten, Kap. 1): Mäusebussard, Kiebitz, Goldregenpfeifer, Rotmilan und Turmfalke. Wasservögel (Enten, Gänse/ Watvögel/ Möwen) stellen zusammen fast die Hälfte der Funde. Die Sammelgruppe sonstiger Nichtsingvögel bildet insbesondere aufgrund der häufig gefundenen Tauben die größte Gruppe. Greifvögel dominieren die Fundliste nicht (vergl. Kap. 2.4.2).

Tab. 2.3 Liste der am häufigsten gefundenen Vogelarten (von den insgesamt 291 Funden werden hier die Arten mit mindestens fünf Funden dargestellt, alle Funde im Anhang Tab. 12.1, Tab. 12.2 und Tab. 12.3).

| Artname | Anzahl |
|------------------|--------|
| Ringeltaube | 41 |
| Stockente | 39 |
| Mäusebussard | 25 |
| Lachmöwe | 18 |
| Star | 15 |
| Kiebitz | 12 |
| Silbermöwe | 12 |
| Goldregenpfeifer | 10 |
| Feldlerche | 10 |
| Haustaube | 9 |
| Heringsmöwe | 8 |
| Sturmmöwe | 5 |
| Rotmilan | 5 |
| Turmfalke | 5 |
| Pfeifente | 5 |

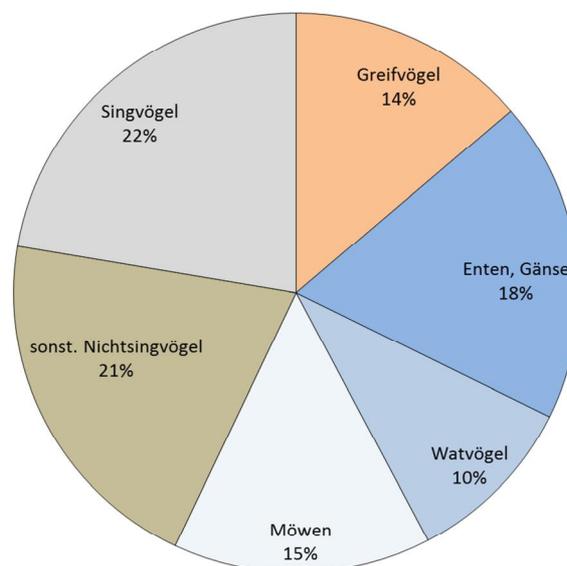


Abb. 2.7 Zusammensetzung der Fundliste nach Artengruppen (n = 291).

Vögel wurden auch anlässlich von Begehungen bei der Auswahl der WP, den Experimenten zur Auffindrate und den Experimenten zur Verbleiberate ohne Bezug zu den Transektlinien und auch auf benachbarten Flächen gefunden. Diese gelten als Zufallsfunde ohne systematischen standardisierten Untersuchungsaufwand. Darüber hinaus blieben die Funde des jeweils ersten Untersu-

chungstages einer Kampagne unberücksichtigt, da an diesem Tag zumeist auch ältere Vogelkörper gefunden wurden und diese nicht einem definierten Zeitraum zugeordnet werden können.

Auf die standardisierte Suche mit gemessenem Streckenaufwand und Zeitintervall entfallen 158 gefundene Vögel. Diese werden für die Schätzung der tatsächlichen Anzahl kollidierter Vögel - unter Berücksichtigung der Korrekturfaktoren Verbleibrate, Sucheffizienz und Suchaufwand – mit Hilfe von „Mixture-Modellen“ verwendet (Kap. 3.2).

Die zeitliche Verteilung der Fundzahlen im Jahresverlauf zeigt Schwerpunkte im Frühjahr (April und Mai) sowie im Herbst (September bis November) (Abb. 2.8).

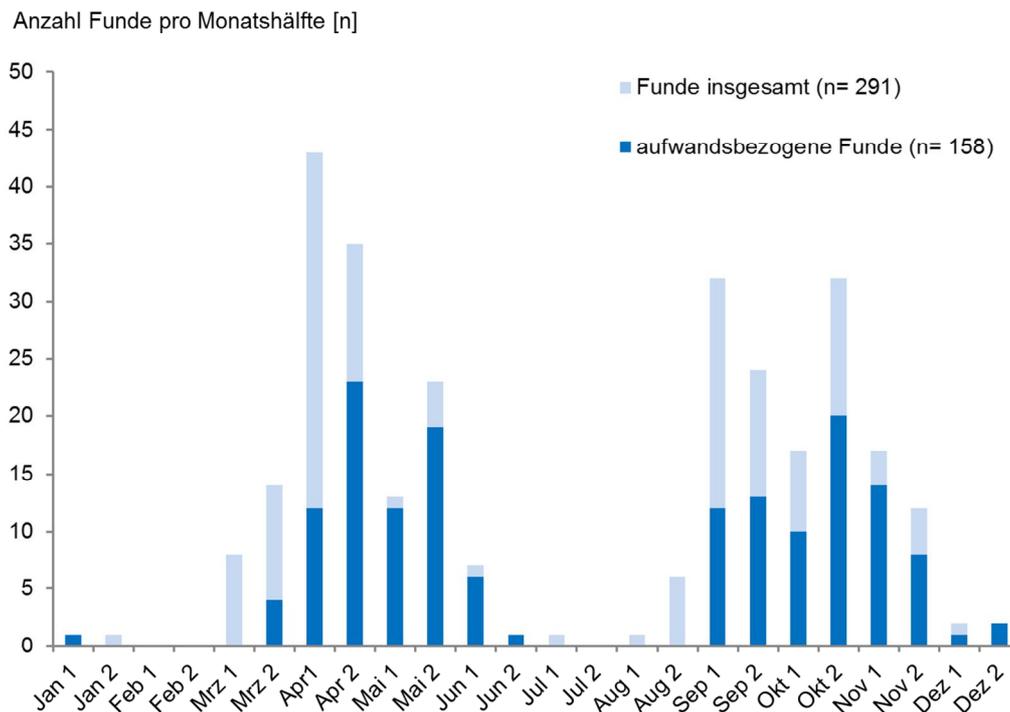


Abb. 2.8 Halbmonatssummen der Funde im Jahresverlauf.

2.3.1.2 Fledermäuse

Im Rahmen von PROGRESS wurden insgesamt 14 Fledermäuse gefunden (Tab. 2.4, Abb. 2.9). Die Rauhautfledermaus war mit fünf Funden die am häufigste bestimmte Fledermausart. Die Anzahl von Fledermausfunden war relativ gering, möglicherweise da das Untersuchungsdesign (insbesondere Orte und Zeiträume der Suche) nicht speziell auf diese Tiergruppe ausgelegt war. Der größte Teil des Untersuchungsaufwandes entfiel auf für Norddeutschland typische Agrarlandschaften und es wurden keine potenziellen Problemstandorte gezielt aufgesucht.

Es wurden keine Korrekturfaktoren (Sucheffizienz, Verbleibrate) für Fledermäuse bestimmt. Es erfolgt daher keine Extrapolation der Kollisionszahl auf die untersuchten WP und auf das Projektgebiet von PROGRESS.

Tab. 2.4 Fundliste der insgesamt gefundenen Fledermäuse.

| Art | Anzahl [n] |
|-------------------------|------------|
| Rauhautfledermaus | 5 |
| Großer Abendsegler | 3 |
| Mückenfledermaus | 3 |
| Zweifarbfloderm Maus | 1 |
| Fledermaus (unbestimmt) | 2 |
| | 14 |

In 2012 wurden elf und in 2013 lediglich drei Fledermäuse gefunden. Die Funde beider Jahre lagen im Herbst in der Zeitspanne zwischen dem 28. August bis zum 17. Oktober.

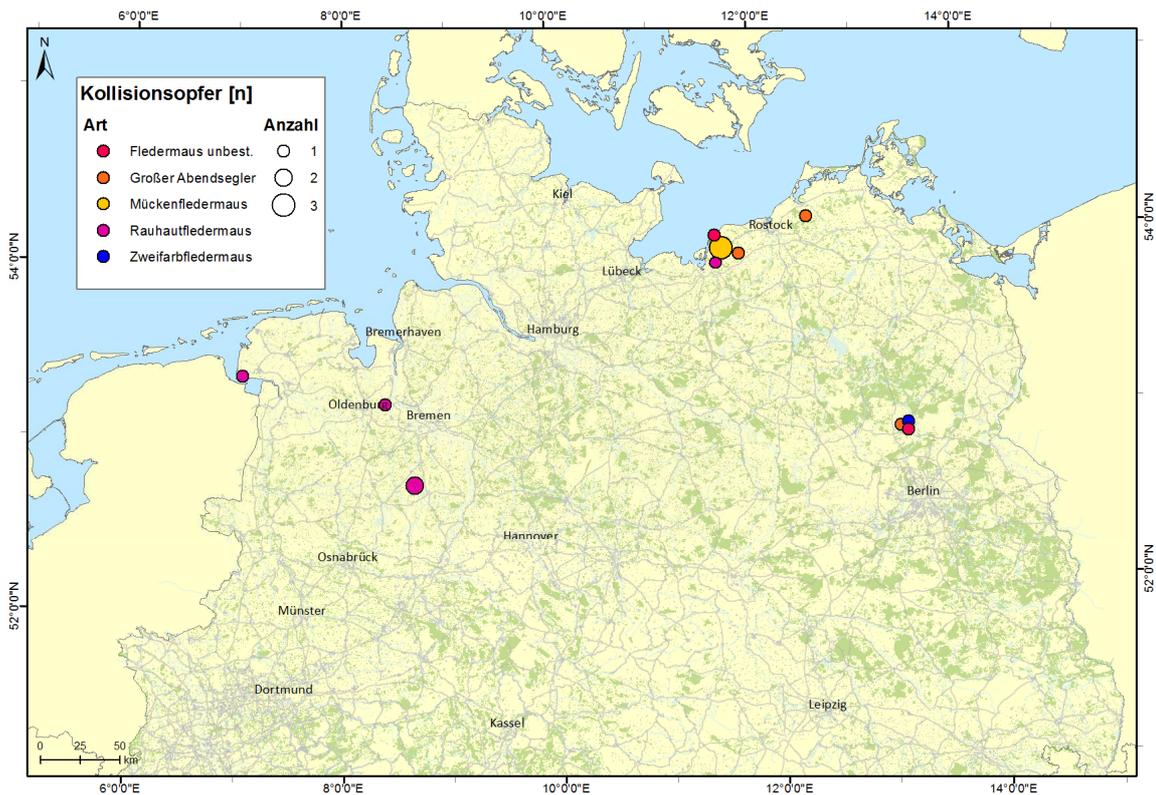


Abb. 2.9 Lage der Fundorte von Fledermäusen im Projektgebiet von PROGRESS.

2.3.2 Geleisteter Streckenaufwand und abgesuchte Streifenbreite

Die individuell zurückgelegte Wegstrecke eines Suchers wurde mit Hilfe je eines GPS-Loggers aufgezeichnet. Der insgesamt geleistete Streckenaufwand betrug 7.672 km. Bei insgesamt 291 Fundereignissen wurde im Mittel alle 27 km ein Vogel aufgefunden (Tab. 2.5).

Tab. 2.5 Streckenaufwand und Anzahl gefundener Vögel.

| Saison | Gesamtstrecke [km] | Vogelfunde [n] |
|---------------|--------------------|----------------|
| Frühjahr 2012 | 951 | 42 |
| Herbst 2012 | 1.844 | 79 |
| Frühjahr 2013 | 1.722 | 70 |
| Herbst 2013 | 1.889 | 67 |
| Frühjahr 2014 | 1.266 | 33 |
| Summe | 7.672 | 291 |

Der monatlich geleistete Streckenaufwand ist methodenbedingt nicht gleichmäßig über ein Untersuchungs Jahr verteilt, sondern weist deutliche Schwerpunkte im Frühjahr und Herbst auf (Abb. 2.10). Die dargestellten Halbmonatssummen der Funde im Jahresverlauf (Abb. 2.8), folgen dem methodenbedingt unterschiedlichen Suchaufwand im jeweiligen Monat (Abb. 2.11).

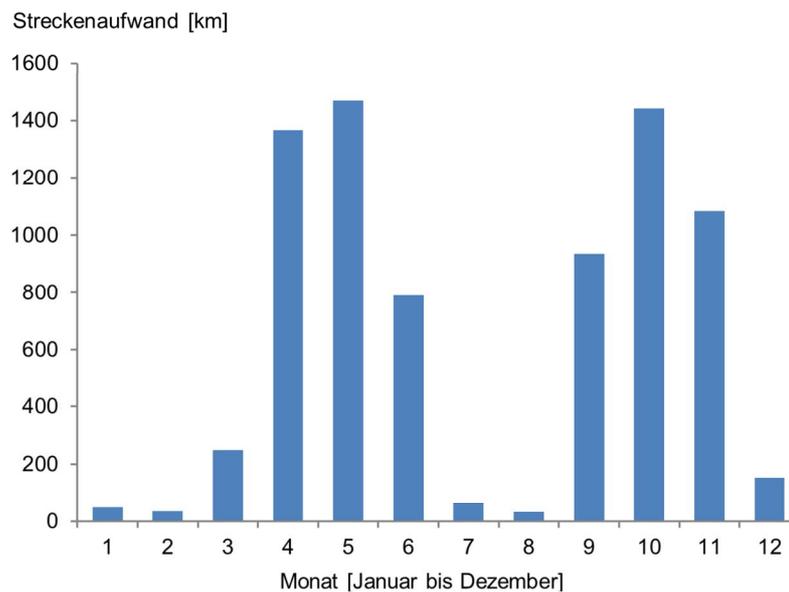


Abb. 2.10 Monatssummen des Streckenaufwandes im Jahresverlauf (Daten des gesamten Untersuchungszeitraumes).

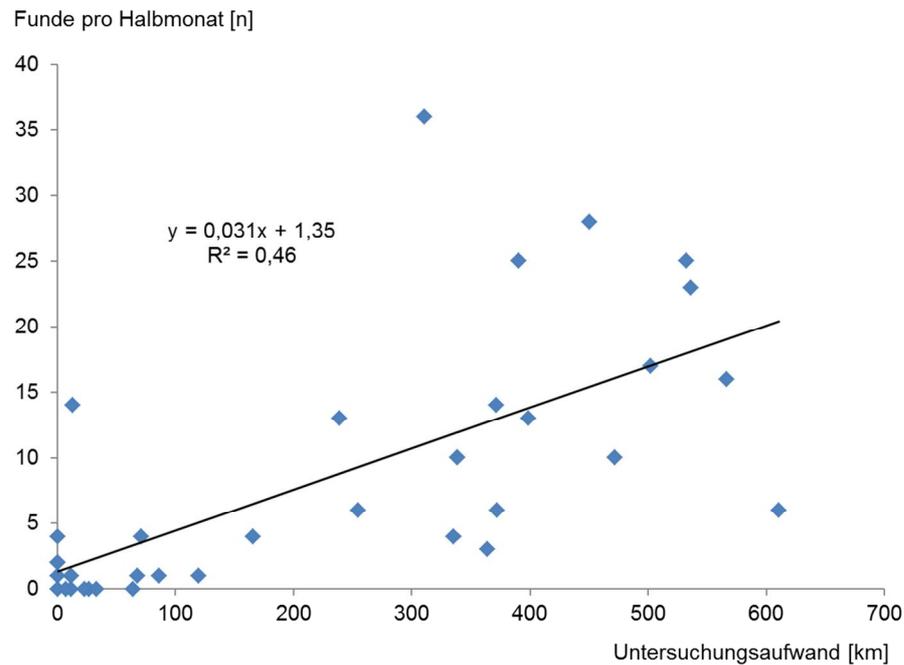


Abb. 2.11 Fundsummen pro Halbmonat [n] in Bezug zum insgesamt geleisteten Suchaufwand [km].

Der einzuhaltende Abstand zwischen zwei Zählern betrug 20 m. Damit beträgt die abgesuchte Streifenbreite ebenfalls 20 m (10 m zu jeder Seite der Transektlinie eines Zählers).

Mit den empirischen Fundentfernungen wurden mit Hilfe der Software DISTANCE 6.0 (<http://distancesampling.org>) eine Anpassungsfunktion der einzelnen gemessenen Fundentfernungen berechnet und damit die sogenannte „effektive Streifenbreite“ für beide Auffälligkeitsklassen ermittelt (Abb. 2.12 und Abb. 2.13). Diese beträgt für auffällige Vögel 9,2 m (Definition der Auffälligkeit siehe Kap. 2.2.5). Mit Hilfe von Geografischen Informationssystemen (Quantum und ARC-GIS) wurde daher die Linie mit 10 m gepuffert und somit der Flächenbezug hergestellt. Die Verwendung eines 10 m breiten Streifens ergibt sich somit aus der Modellierung der tatsächlichen Fundentfernungen.

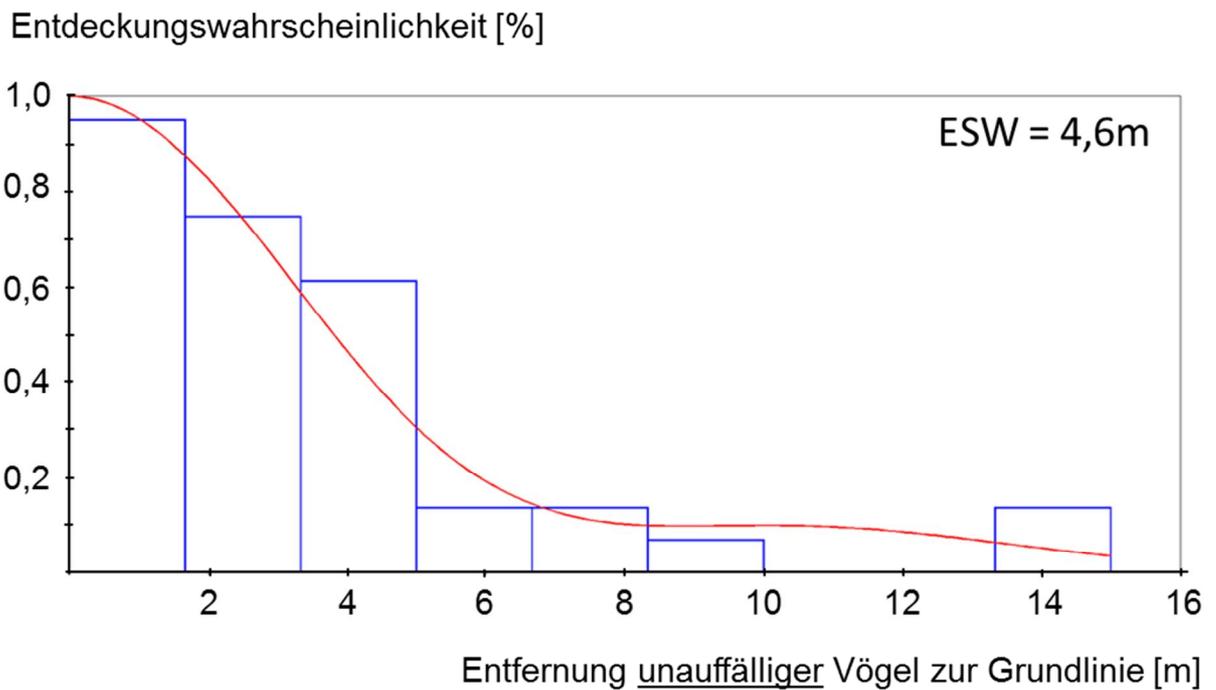


Abb. 2.12 Abnehmende Entdeckungswahrscheinlichkeit mit zunehmender Entfernung von der Grundlinie für unauffällige Vögel. Anpassungsfunktion (rot) mit DISTANCE 6.0, 4,6 m, n = 41 Funde unter guten Suchbedingungen (Vegetationsklassen 1 und 2).

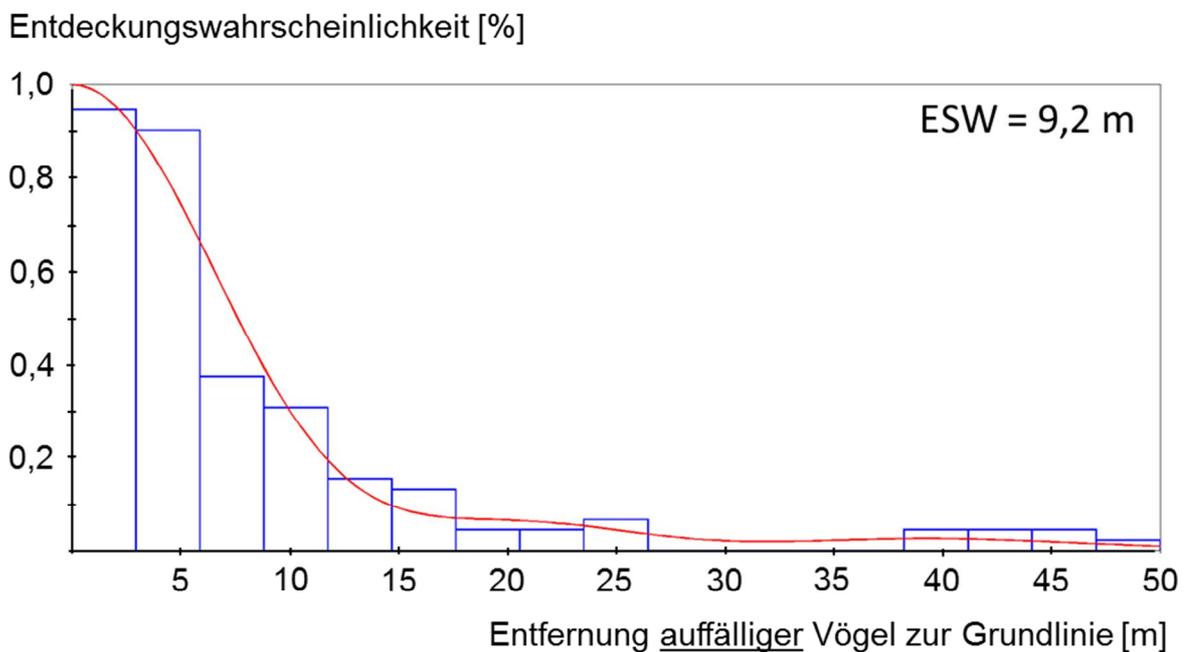


Abb. 2.13 Abnehmende Entdeckungswahrscheinlichkeit mit zunehmender Entfernung von der Grundlinie für auffällige Vögel. Anpassungsfunktion (rot) mit DISTANCE 6.0, 9,2 m, n = 142 Funde unter guten Suchbedingungen (Vegetationsklassen 1 und 2).

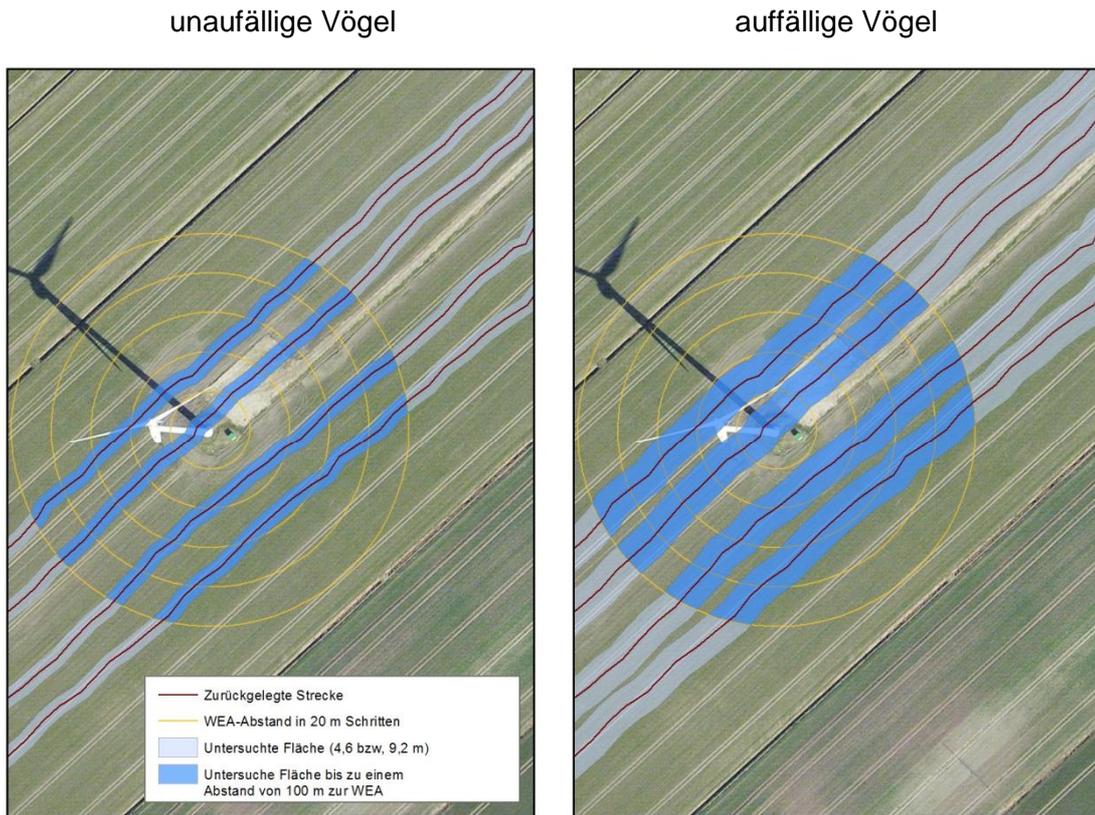


Abb. 2.14 Visualisierung der Effektiven Streifenbreite (Effective Strip Width, ESW) nach DISTANCE 6.0. Die ESW unterscheidet sich für zwei Auffälligkeitsklassen von Vögeln (Produkt aus drei Größen- und drei Färbungsklassen: links für unauffällige Vögel ESW = 4,6 m, rechts für auffällige Vögel ESW = 9,2 m).

Dann wurde mit Hilfe eines im Rahmen von PROGRESS entwickelten ARC-GIS-Tools die in unterschiedlichen Distanzringen zur WEA ($r = 20$ bis 160 m in 20 m –Schritten) abgesuchte Fläche bestimmt und als eine von mehreren Eingangsgrößen für die Schätzung der tatsächlich kollidierten Vögel verwendet (Kap. 3).

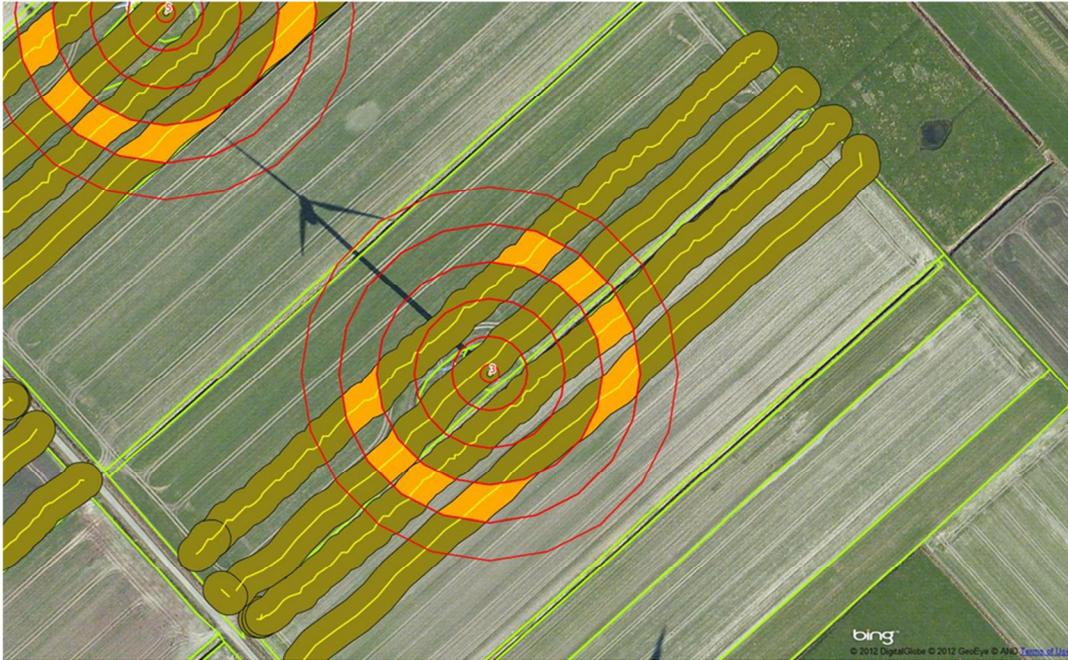


Abb. 2.15 Berechnung der in unterschiedlichen Distanzringen zu einer WEA abgesuchten Fläche mit Hilfe von DISTANCE 6.0. Gelbe Linien = Suchstrecke eines Tages, braune Streifen = Puffer der Suchstrecke je Auffälligkeitsklasse, hellgrüne Kontur = Ackergrenzen mit Vegetationsklasse des jeweiligen Untersuchungstages, rote Ringe = Distanzringe ($r = 20$ bis 160 m in 20 m –Schritten).

2.3.3 Vergleich zwischen WP

Die Anzahl der gefundenen Kollisionsopfer variierte stark zwischen den einzelnen WP. In fünf Windparks wurde während einer 12-wöchigen Kampagne überhaupt kein toter Vogel gefunden, während in vier WP-Saisons über zehn Kollisionsopfer nachgewiesen wurden (Abb. 2.17).

In Küstennähe wurden mehr Kollisionsopfer als im Binnenland gefunden. Der Vergleich zwischen WP-Standorten kann aber nicht ausschließlich auf der Grundlage der rohen Funddaten erfolgen, sondern muss die hochgerechneten Kollisionszahlen unter Berücksichtigung von Korrekturfaktoren einbeziehen (siehe Kap. 3 und Kap. 7).

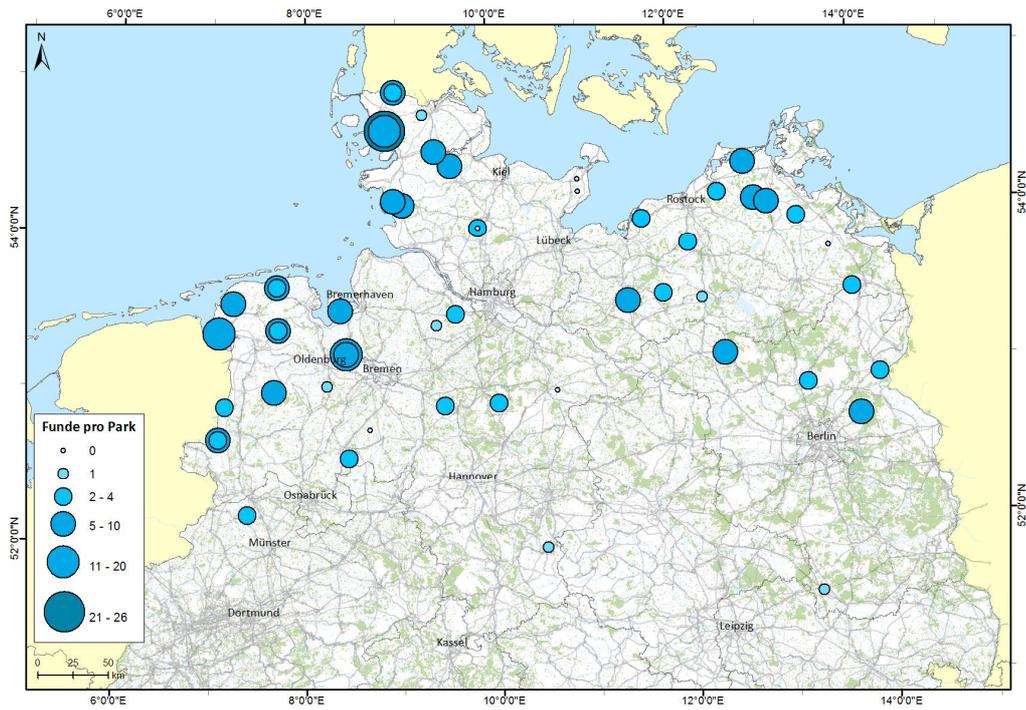


Abb. 2.16 Anzahl der gefundenen Kollisionsoffern und Lage der untersuchten WP (n = 291).

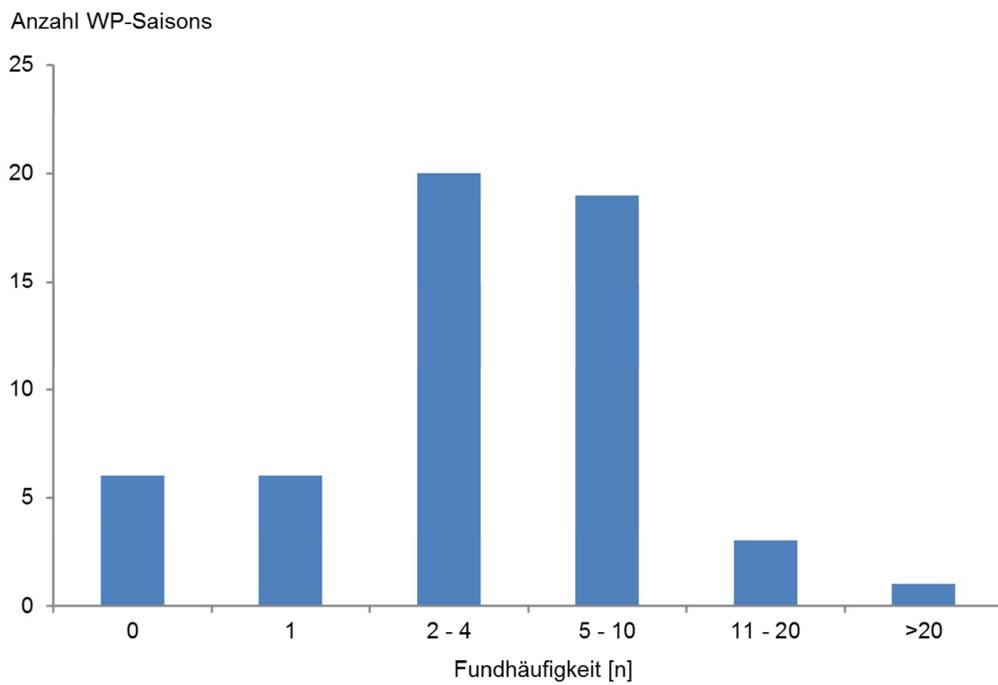


Abb. 2.17 Fundsummen der einzelnen WP-Saisons (12-Wochen).

2.3.4 Sturmereignis „Christian“ im Herbst 2013

Die Summe der Dekadenfunde der beiden Herbstkampagnen 2012 und 2013 zeigt tendenziell eine Abnahme im Verlauf des Herbstes. Außergewöhnlich hohe Fundzahlen im Oktober sind offensichtlich auf das Sturmereignis „Christian“ am 28. Oktober 2013 zurückzuführen (Abb. 2.18). Am 31. Oktober 2013 wurden in zwei WP im Küstenbereich 12 bzw. 3 Wat- und Entenvögel gefunden. Die erhöhte Fundhäufigkeit ist offensichtlich eine Folge des Sturmes.

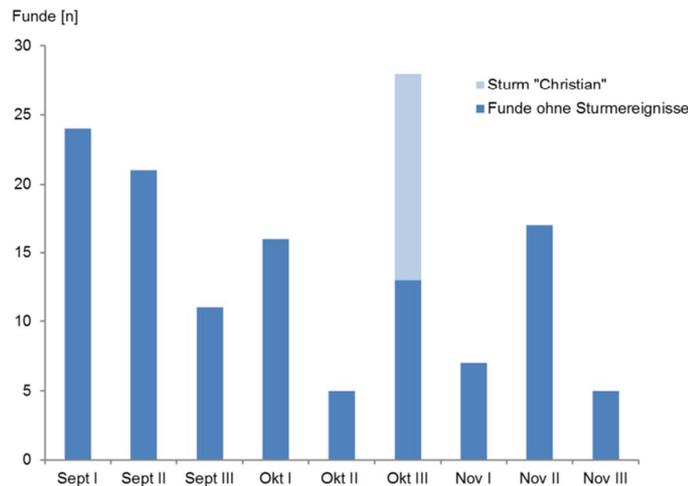


Abb. 2.18 Zeitliches Auftreten der Funde in den zwei Herbstkampagnen 2012 und 2013.

2.4 Diskussion

2.4.1 Diskussion der Methode

2.4.1.1 Zeitliche und räumliche Verteilung des Untersuchungsaufwandes

Die Suche nach Kollisionsopfern kann in dem nahezu ausschließlich landwirtschaftlich genutzten Projektgebiet nicht ganzjährig erfolgen. Die angebauten Feldfrüchte bestimmen die möglichen Zeiträume der Methodenapplication. Gebiete mit überwiegendem Maisanbau können lediglich im Frühjahr und Gebiete mit überwiegendem Getreideanbau erst nach der Ernte im Herbst untersucht werden. Mit Raps bestandene Flächen können bereits im frühen Frühjahr nicht mehr sinnvoll untersucht werden. In den Sommermonaten können aufgrund der Vegetationshöhe weder Mais- noch Getreideäcker untersucht werden. Im Winter wurden nur einzelne WP untersucht, weil Schnee die Vogelkörper schnell überdecken kann. Dies begründet die Unterbrechungen zwischen den fünf untersuchten Feldsaisons (Abb. 2.1). Unter Berücksichtigung mehrerer Korrekturfaktoren erfolgte eine Schätzung der Anzahl kollidierter Vögel, welche sich zunächst auf den Zeitraum der Suche (12 Wochen) bezieht. Bei der weiteren Extrapolation der Daten über den Untersuchungszeitraum hinaus ist zu berücksichtigen, dass die Vegetation nicht nur einen Effekt auf die Suche nach Kollisionsopfern hat, sondern auch die Anwesenheit von Vögeln in den untersuchten Windparks beeinflussen kann.

Andere Untersuchungen haben auf eine Bestimmung von Korrekturfaktoren verzichtet: In der Region um Tarifa/Andalusien/ESP wurden 251 WEA jeden Tag vollständig nach Vögeln abgesucht. Es wurde angenommen, alle Vögel ab Taubengröße zu finden. Aufgrund der täglichen Suche wurden auch keine Verbleiberaten durch experimentell ausgelegte Vögel bestimmt (FERRER et al 2012). Die Nichtanwendung jeglicher Korrekturfaktoren (Flächenbezug, Sucheffizienz, Verbleiberate u. a.) kann von uns nicht nachvollzogen werden.

Auf der fast vegetationsfreien Insel Smöla/Norwegen konnte bei ganzjährig niedriger Vegetation (Moose, Zwergsträucher) und nur geringem Schneefall im gesamten Jahresverlauf nach Kollisionsopfern (insbesondere Seeadler) gesucht werden (FOLLESTAD 2007).

2.4.1.2 Methodik der eigentlichen Suche

Das Auffinden von Vogelkadavern in oft heterogenem Gelände kann derzeit nur durch das menschliche Auge erfolgen. Es gibt derzeit keine Technik, die zuverlässig Vogelkadaver nachweisen würde. Der Einsatz von abgerichteten Spürhunden wurde zwar in Einzelfällen umgesetzt. (HAVELKA et al 1997, FOLLESTAD et al. 2007), wäre jedoch im großen Projektgebiet von PROGRESS nicht realisierbar und mit erheblichen Mehrkosten und Unwägbarkeiten verbunden gewesen. Eine standardisierte Methodik könnte mit verschiedenen Hunden über den langen Untersuchungszeitraum im die Vielzahl der untersuchten WP im Untersuchungsraum nicht erreicht werden.

Aufgrund der geringen Fundrate pro WEA, einer Konzentration von WEA in WP und des langsamen Verschwindens von Vogelkörpern (zumindest von Großvögeln) wird allgemein empfohlen, den gegebenen Aufwand besser auf eine größere Anzahl von WEA zu verteilen (extensiver Ansatz), als die Anzahl der Kontrollen zu erhöhen bzw. das Kontrollintervall zu verkürzen (z. B. BISPO 2011). Daher wurde im Rahmen von PROGRESS möglichst alle WEA eines WP untersucht, oder zumindest ein signifikanter Anteil. Im Mittel wurden an einem Standort zehn WEA untersucht (Abb. 2.19).

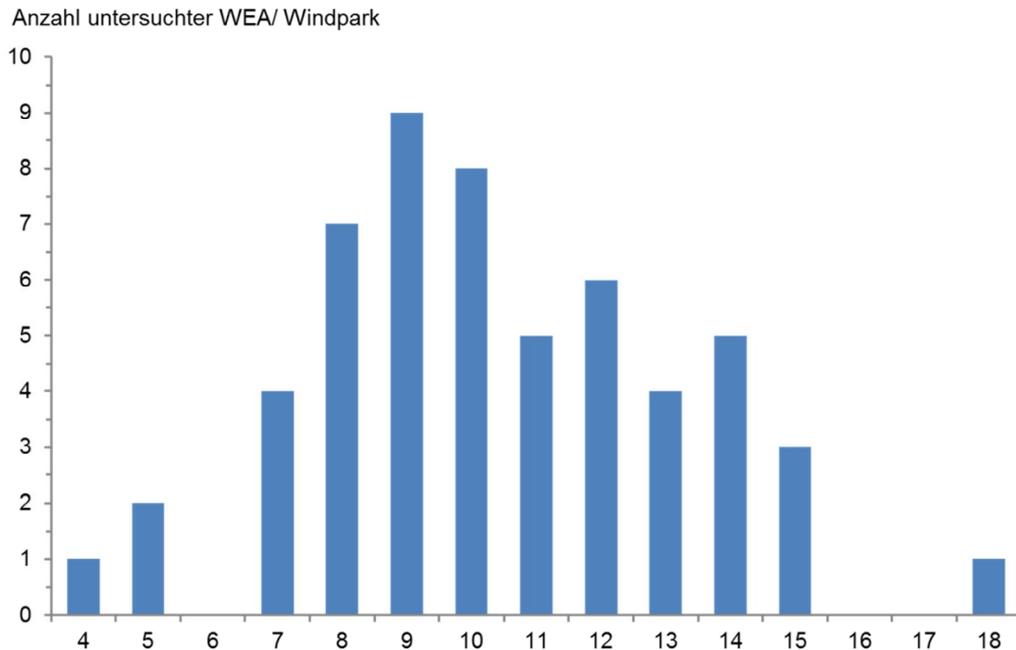


Abb. 2.19 Anzahl der an einem Ort untersuchter WEA (n = 55).

BRINCKMANN et al. (2011) wählten ein anderes Untersuchungsdesign für die Kollisionsopfersuche von Fledermäusen indem eine flächendeckende Suche in einem Radius von 50 m an wenigen WEA in täglichen Abstand während sechs Wochen stattfand (intensiver Ansatz). Dieses Design wurde aufgrund des kurzen Zeitfensters des Vorkommens, der Unauffälligkeit der Fledermäuse und des schnellen Verschwindens der Tiere gewählt.

Der abgesuchte relative Flächenanteil nimmt bei einem Linientransekt mit größerer Entfernung zur WEA ab (Abb. 2.20 und Abb. 2.21). Dagegen zeigt die tatsächlich gemessene Verteilung der gefundenen Vögel ein differenziertes Muster. Bevor die Anzahl der Funde innerhalb des Suchkreises mit zunehmender Entfernung zur WEA sinkt, nehmen die Funde in den ersten Entfernungsklassen zu (Abb. 2.22). Bei der Schätzung werden der geleistete Aufwand und die empirische Fundverteilung in Abhängigkeit zur Entfernung zur Anlage berücksichtigt (Kap. 3). Diese Vorgehensweise wurde bereits in den RENEBA-T-Studien bei Fledermäusen angewendet (BRINKMAN et al. 2011).

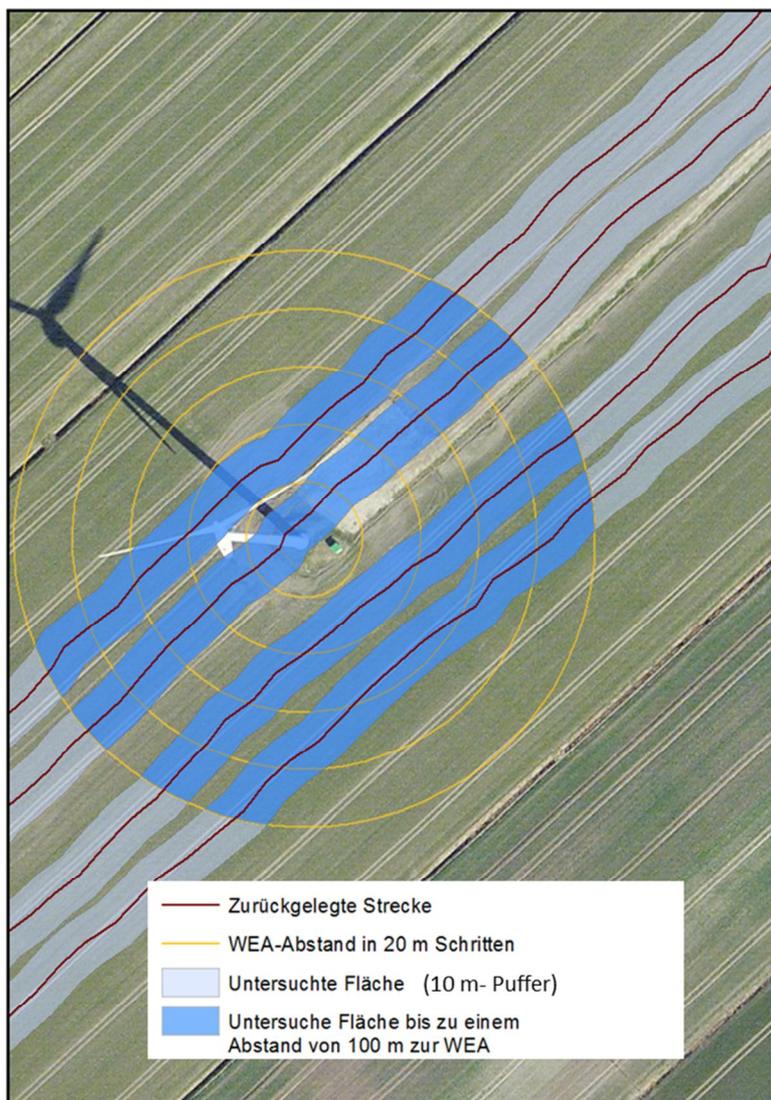


Abb. 2.20 Lineares Transektdesign führt zu abnehmenden relativen Flächenanteilen in Distanzringen in der Peripherie des Suchkreises (vgl. Abb. 2.21).

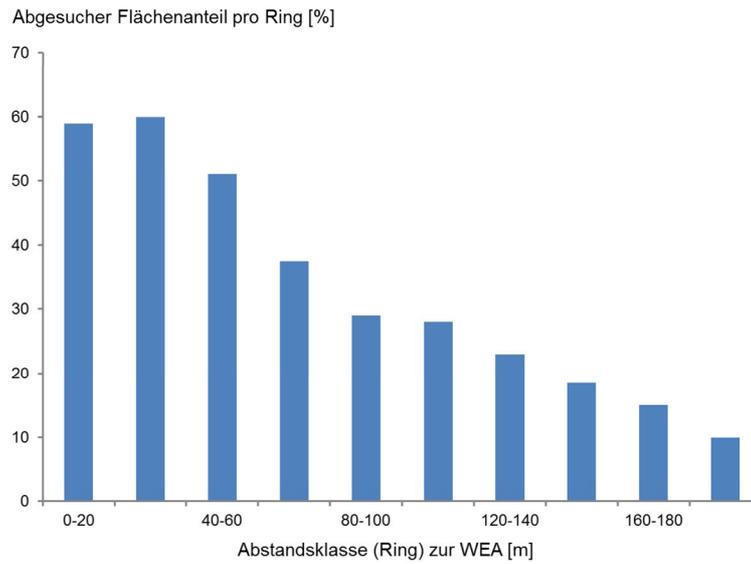


Abb. 2.21 Abnehmender abgesuchter relativer Flächenanteil mit zunehmender Entfernung zur WEA.

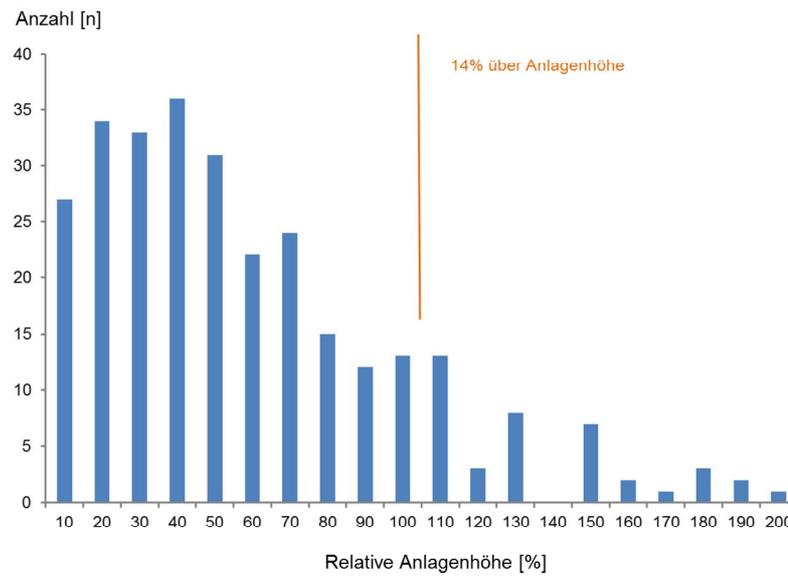


Abb. 2.22 Empirische Verteilung der Funde (n = 291) in Bezug zur relativen Anlagenhöhe [Anlagenhöhe = 100 %].

2.4.2 Diskussion der Ergebnisse

2.4.2.1 Artenzusammensetzung und Fundhäufigkeiten

Unter den gefundenen Kollisionsopfern dominieren vor allem solche Vogelarten deutlich, welche die Agrarflächen zur Rast und zur Nahrungssuche nutzen. Diese Arten wurden auch während der Verhaltensbeobachtung und der Transektsuche beobachtet. Dagegen kommen Vogelarten des nächtlichen Breitfrontenzuges nordischer Singvögel (insbesondere Drosselarten) unter den Funden kaum vor (Tab. 2.6). Diese Arten überfliegen lediglich die WP und nutzen die eigentliche Bodenfläche nicht. Lediglich 14 (5 %) der insgesamt 291 Funde fallen in diese Gruppe. Die Arten Feldlerche und Star wurden hier nicht berücksichtigt, die zwar durchaus Nachtzieher sein können, aber die WP-Flächen häufig tagsüber zur Nahrungssuche und Rast nutzen.

Tab. 2.6 Arten und Anzahl gefundener Kollisionsopfer, die dem nächtlichen Breitfrontenzug zugeordnet werden können.

| Art | Anzahl [n] |
|--------------------|------------|
| Rotkehlchen | 3 |
| Amsel | 2 |
| Misteldrossel | 2 |
| Heidelerche | 1 |
| Mönchsgrasmücke | 1 |
| Rotdrossel | 1 |
| Singdrossel | 1 |
| Sommergoldhähnchen | 1 |
| Wacholderdrossel | 1 |
| Wintergoldhähnchen | 1 |
| Summe | 14 |

Die zentrale Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesumweltamt Brandenburg listet derzeit 2.604 Kollisionsopfer von 135 Arten auf (VSW-Liste, Stand 22. Juni 2015, <http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>). Die beiden häufigsten Arten sind Mäusebussard und Rotmilan und unter die häufigsten Arten (über 60 Funde) fallen die Greifvogelarten Seeadler und Turmfalke. Damit dominieren Greifvögel diese Fundliste überproportional zu ihrer Häufigkeit. Die Motivation den Fund eines Greifvogels zu melden ist zumeist höher als die Meldung eines Fundes häufiger „Allerweltsarten“.

Eine auffällige Häufung von Greifvögeln findet sich in der PROGRESS-Liste nicht, in der sich nur der Mäusebussard unter den häufigsten Arten wiederfindet (Tab. 2.7). Zwar deckt VSW-Liste grundsätzlich alle Bundesländer ab (auch das Projektgebiet von PROGRES), doch entsteht die Rangfolge der Arten der VSW-Liste durch den Meldeschwerpunkt von Gebieten aus dem Binnenland. Über ein Drittel der gemeldeten Funde entfallen allein auf Brandenburg. Eine regionalisierte Auswertung dieser Liste, bei welcher Bundesländer in Küstennähe (NI/SH/MV mit HH, HB) von Bundesländern des Binnenlandes (übrige Bundesländer) unterschieden werden, zeigt keine Dominanz von Greifvögeln mehr (Tab. 2.6). Die Artengruppen der „Enten, Gänse und Schwäne“ sowie „Mö-“

wen und Seeschwalben“ haben in den Küstenländern und in der PROGRESS-Liste einen hohen Anteil (Abb. 2.23).

Tab. 2.7 Vergleich der Rangfolge der Fundlisten.

DÜRR-Liste

| Artname | Anzahl |
|--------------|--------|
| Mäusebussard | 337 |
| Rotmilan | 272 |
| Stockente | 134 |
| Lachmöwe | 120 |
| Ringeltaube | 117 |
| Seeadler | 108 |
| Silbermöwe | 95 |
| Mauersegler | 93 |
| Feldlerche | 84 |
| Star | 83 |
| Turmfalke | 66 |

Stand 22. Juni 2015

n= 2.604

PROGRESS-Liste

| Artname | Anzahl |
|------------------|--------|
| Ringeltaube | 41 |
| Stockente | 39 |
| Mäusebussard | 25 |
| Lachmöwe | 18 |
| Star | 15 |
| Kiebitz | 12 |
| Silbermöwe | 12 |
| Goldregenpfeifer | 10 |
| Feldlerche | 10 |
| Haustaube | 9 |
| Heringsmöwe | 8 |

n= 291

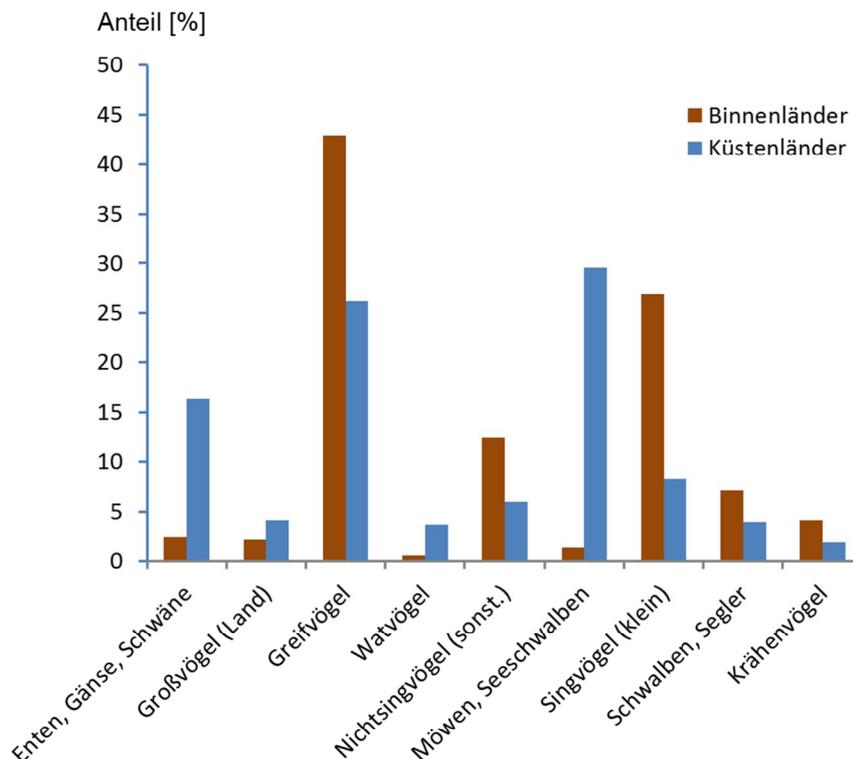


Abb. 2.23 Regionalisierte Auswertung der VSW-Liste, bei welcher Küstenländer (SH/ NI/ MV und HH, HB) und Binnenländer unterschieden werden.

Im Rahmen von PROGRESS ergeben sich im Vergleich zur VSW-Liste folgende Einschätzungen auf Artniveau, die auch für standortbezogene Prognosen berücksichtigt werden müssen (Kap. 8):

- Stärkere Betroffenheit von Arten des norddeutschen, küstennahen Tieflandes: Kiebitz, Heringsmöwe, Graugans, Großer Brachvogel, Krickente, Stockente, Rohrammer.
- Stärkere Repräsentation von abundanten Arten („Allerweltsarten“), die bei zufälligen Funden vermutlich kulturell bedingt in geringerem Maße gemeldet werden (Stockente, Ringeltaube, Bachstelze, Blaumeise).
- Geringere Repräsentation von Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt (Rotmilan, Seeadler, Schwarzmilan) oder Brutzeit nicht hinreichend abgedeckt wurde (Rotmilan, Mauersegler).
- Bestätigung der relativen Einstufung der Betroffenheit von Mäusebussard, Silbermöwe, Sturmmöwe, Lachmöwe sowie Feldlerche.

Die Anzahl der pro Feldkampagne in den einzelnen WP gefundenen Vögel variierte stark. Tendenziell war die Fundrate in Küstennähe höher. Noch ausgeprägter war der Unterschied in den Niederlanden, wo küstennahe WP eine 3 bis 5-fach höhere Kollisionshäufigkeit zeigten (BRENNINKMEIJER & KLOP 2015).

Das Artenspektrum der mit Hochspannungsfreileitungen und WEA kollidierten Arten kann miteinander verglichen werden. An Freileitungen wurde in Europa bereits eine Reihe von Studien zum Vogelschlag durchgeführt (z. B. FERRER et al. 1991, BEVANGER 1998, JANS 2000, JANS & FERRER 2001, RUBOLINI et al. 2005). Für einen Vergleich müssen dabei Opfer von Stromschlag (Elektrokution) von der Kollision mit den Leitungsdrähten unterschieden werden. Leitungsanflüge betrafen insbesondere Großvogelarten mit begrenzter Manövrierfähigkeit (Reiher, Kraniche, Flamingos und andere). Dies unterscheidet sich von Kollisionen mit WEA, wo diese Arten eher unterrepräsentiert sind. Singvögel flogen aufgrund ihrer geringen Körpergröße und hohen Beweglichkeit kaum gegen Freileitungen (BEVANGER 1998, JANS 2000). Für WEA wurde die anziehende Wirkung von Ruderalflächen am Fuß der Anlage für z. B. Rotmilane diskutiert (HÖTKER et al. 2013). Diese Flächen sind bei Hochspannungsmasten deutlich kleiner so dass hier nicht von einer Anziehung ausgegangen werden kann. Für Nordamerika wurden vergleichende Hochrechnungen verschiedener anthropogener Todesursachen durchgeführt (Kap. 3.4.2, Abb. 3.27).

2.4.2.2 Sturmereignis „Christian“ im Herbst 2013

Während der Projektlaufzeit von PROGRESS gab es die zwei Orkane „Christian“ am 28. Oktober 2013 und „Xaver“ am 06. Dezember 2013. Nach „Christian“ wurden insgesamt 15 Wat- und Wasservögel in zwei küstennahen WP gefunden. Anfang Dezember, zum Zeitpunkt von „Xaver“, war die 12-wöchige Feldsaison bereits abgeschlossen. Bei einer zusätzlichen Kontrolle eines WP in Küstennähe wurden aber keine Kollisionsopfer gefunden. Es gibt keinen Anhaltspunkt, warum der erste Orkan vermehrt Kollisionsopfer zur Folge hatte und der zweite Orkan nicht.

Die Artenzusammensetzung der Funde nach dem Orkan „Christian“ gibt einen Hinweis auf ein kurzfristiges Ausweichen von Vögeln aus dem Wattenmeer (Salzwiesen der Deichvorländer) in die küstennahen Köge. Es wurden z. B. drei Alpenstrandläufer gefunden, obwohl diese zuvor bei den Verhaltensbeobachtungen nicht festgestellt wurden.

Grundsätzlich sind Starkwinde keine seltenen Ereignisse und müssen offenbar bei der windkraftbedingten Risikoabschätzung berücksichtigt bleiben. Die Anzahl der Tage eines Jahres mit einer Windstärke von mindestens 8 Beaufort blieb seit 1951 etwa gleich (Abb. 2.24). In List/ Sylt wurde in 35 von 43 Jahren mit Messdaten diese Windstärke an mindestens 100 Tagen erreicht (LEFEBVRE 2002).

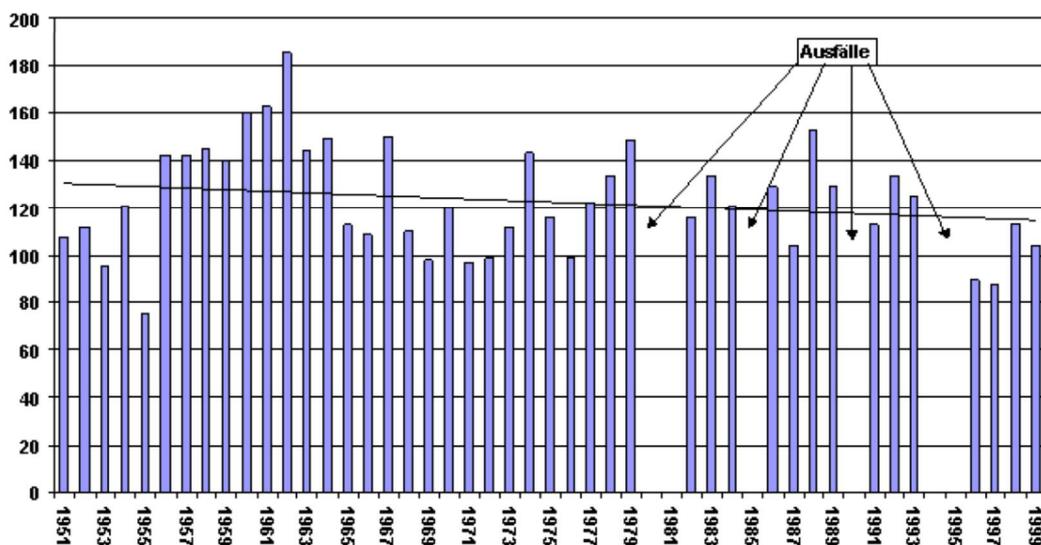


Abb. 2.24 Anzahl Tage bei List/ Sylt mit Sturmstärke von mindestens Beaufort 8 (DWD LEFEBVRE 2002 mit Daten des Deutschen Wetterdienstes).

2.5 Zusammenfassung

Die Suche nach Kollisionsopfern wurde in fünf Feldsaisons von Frühjahr 2012 bis zum Frühjahr 2014 durchgeführt (drei Frühjahrs- und zwei Herbstkampagnen). Im Rahmen von PROGRESS wurden 46 unterschiedliche WP untersucht. Aufgrund mehrfacher (ein bis dreimaliger) Untersuchung von WP fanden insgesamt 55 WP-Saisons statt. Die Suche erfolgte mit einem Transektdesign, bei welchem zumeist zwei Zähler entlang zuvor festgelegter paralleler Transekte im Abstand von 20 m nach toten Vögeln suchten. Es wurden alle Funde innerhalb eines Suchkreises – mit dem Radius der Anlagenhöhe – als Kollisionsopfer gewertet.

Im Untersuchungszeitraum wurden insgesamt 291 Vögel gefunden. Die beiden am häufigsten gefundenen Arten waren die häufigen, weit verbreiteten Arten Ringeltaube und Stockente. Unter den 15 am häufigsten gefundenen Arten befinden sich fünf Zielarten des Projektes: Mäusebusard, Kiebitz, Goldregenpfeifer, Rotmilan und Turmfalke. Wasservögel (Enten, Gänse/ Watvögel/ Möwen) stellen zusammen fast die Hälfte der Funde. Die Sammelgruppe sonstiger Nichtsingvögel bildet insbesondere aufgrund der häufig gefundenen Tauben die größte Gruppe. Greifvögel dominieren die Fundliste nicht. Vogelarten des nächtlichen Breitfrontenzuges nordischer Singvögel (insbesondere Drosselarten) kommen unter den Funden kaum vor.

Der insgesamt geleistete Streckenaufwand betrug 7.672 km. Bei insgesamt 291 Fundereignissen wurde im Mittel alle 27 km ein Vogel aufgefunden.

3 SCHÄTZUNG DER ANZAHL KOLLIDIERTER VÖGEL

Jan von Rönn (BioConsult SH), Thomas Grünkorn (BioConsult SH) unter Mitwirkung von Timothy Coppack (IfAÖ)

3.1 Einleitung

Eine wesentliche Herausforderung bei der Bestimmung der Mortalität von Vögeln durch WEA ist die Tatsache, dass auch im Rahmen von systematischen Suchen nicht alle Kollisionsopfer gefunden werden können. Es ist unvermeidlich, dass ein Teil der Kollisionsopfer bei den Suchkampagnen nicht gefunden wird, da sie in unübersichtlicher Vegetation liegen und der Aufmerksamkeit des Suchers entgehen. Weiterhin kann ein Teil der Kollisionsopfer bereits vor der Suche durch Prädation und Verschleppung von Aasfressern oder aber durch den Verwesungsprozess verschwunden sein. Es erscheint dabei nicht praktikabel, den Suchaufwand unter WEA hinsichtlich seiner Frequenz der Erfassungen und der Abdeckung der Fläche so hoch zu halten, dass die beiden Faktoren Sucheffizienz und Verweildauer der Kollisionsopfer hinreichend minimiert werden. Ausgehend von einer Reihe von früheren Arbeiten (z. B. MORRISON 2002, GRÜNKORN et al. 2009, HUSO 2010, KORNER-NIEVERGELT et al. 2013) wurde daher für das Vorhaben PROGRESS ein besonderer Schwerpunkt darauf gelegt, die Erfassungsfehler zu ermitteln, so dass die notwendige Korrektur für Sucheffizienz und Verweildauer, sowie die Hochrechnung auf die nicht erfasste Fläche durchgeführt werden kann.

Dazu wurde zunächst die Detektionswahrscheinlichkeit eines Kollisionsopfers geschätzt. Hierbei finden alle Einflussfaktoren wie die räumliche Verteilung der abgesuchten Flächen und der Kollisionsopfer, die Verbleiberate von Vogelkadavern, die Sucheffizienz der Sucher und der Anteil von Kollisionsopfern außerhalb der abgesuchten Fläche Berücksichtigung.

In einem zweiten Schritt werden Mixture-Modelle (KORNER-NIEVERGELT et al. 2013) verwendet, um auf Basis der Detektionswahrscheinlichkeit, der Anzahl gefundener Kollisionsopfer und der Anzahl untersuchter WEA, die tatsächliche Anzahl kollidierter Vögel für ausgewählte Arten und Artengruppen zu schätzen.

3.2 Methode

3.2.1 Mittlere Betriebszeiten der WEA

Stillstandszeiten von WEA bei Wartungsarbeiten oder völliger Windstille, bei denen keine Kollisionen vorkommen, kamen selbstverständlich vor. Es war aber nicht möglich und zielführend eine Datenbank der Betriebszeiten für alle untersuchten WEA aufzubauen, was auch an der mangelnden Kooperation einzelner Betreiber lag. Die breite Streuung der untersuchten WEA, die Summe der untersuchten Windparksaisons und das einwöchige Suchintervall stellten einen mittleren Betriebszustand sicher. Das Ergebnis der Schätzung der Anzahl kollidierter Vögel fußt auf diesem durchschnittlichen Betriebszustand.

3.2.2 Anteil abgesuchter Fläche in Distanzringen um WEA

Die abgesuchte Fläche wurde mit Hilfe der gelaufenen Transektlinien, welche zu jeder Seite mit 10 m breiten Streifen gepuffert wurden (Kap. 2), bestimmt. Da zu erwarten war, dass sich die Kollisionsopfer nicht gleichmäßig im Suchkreis (Radius = Gesamthöhe der WEA) verteilen (HULL & MUIR 2010), wurde der Suchkreis in Distanzringe von 20 m-Breite unterteilt (vgl. NIERMANN et al. 2011). Bei der Betrachtung von WEA mit Gesamthöhen, welche nicht einfach durch 20 teilbar waren, wurde die Gesamthöhe der WEA auf die nächsten 20 m aufgerundet (Beispiel: Gesamthöhe = 186 m, aufgerundet = 200 m, was zu 10 Distanzringen mit einer Breite von 20 m führt). Mit Hilfe eines selbstentwickelten ARC-GIS-Tools wurden die gepufferten Transekte, die Distanzringe und die während der Transektsuche protokollierten Vegetationsklassen miteinander verschnitten und die abgesuchte Fläche je WP, Datum, Distanzring und Vegetationsklasse berechnet (Kap. 2). Um den Anteil abgesuchter Fläche je Distanzring zu erhalten, wurden die errechneten abgesuchten Flächen zur vorhandenen Ringfläche in Beziehung gesetzt. In WP mit WEA mit unterschiedlichen Gesamthöhen wurden diese Berechnungen für jede gerundete Gesamthöhe entsprechend der Anzahl Distanzringe separat durchgeführt (nur abgesuchte WEA).

Für den weiteren Weg der Kollisionsoferschätzung war es notwendig, diese Unterteilung der WP (n = 46 Standorte, n = 55 WP-Saisons) beizubehalten, woraus sich insgesamt maximal 80 WP ergaben (z. B. ergab ein WP mit drei verschiedenen Gesamthöhen von WEA drei WP). Für die Kollisionsoferschätzung wurde der über alle Suchkampagnen/Feldtage gemittelte Anteil abgesuchter Fläche je WP, Distanzring und Vegetationsklasse verwendet. Der Anteil der abgesuchten Fläche je Distanzring war im Allgemeinen in geringer Entfernung zur WEA hoch und nahm nach außen hin kontinuierlich ab (Abb. 3.1).

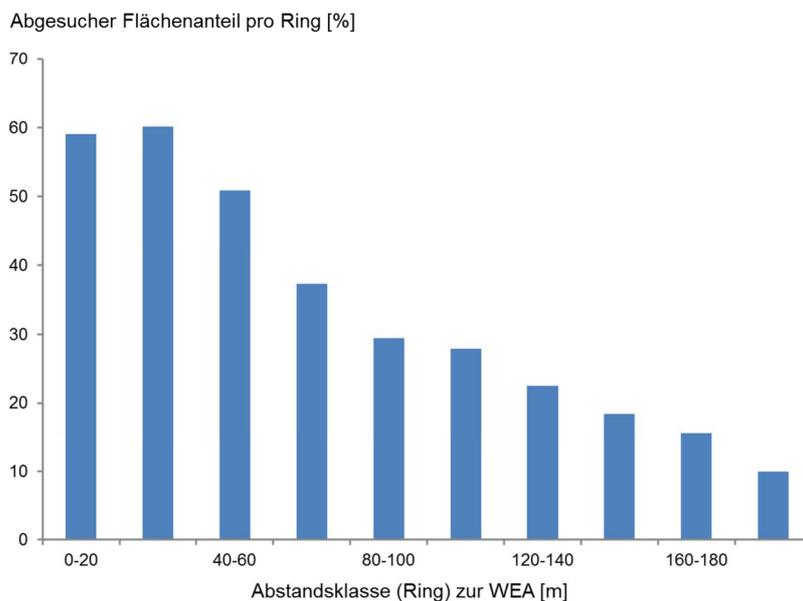


Abb. 3.1 Mittlerer Anteil abgesuchter Fläche je Distanzring.

3.2.3 Verbleiberate von Kollisionsopfern

Die tägliche Verbleiberate von toten Vögeln unter WEA wird aus experimentellen Daten geschätzt. Dazu wurden in jedem bearbeiteten WP Vögel ausgelegt und ihr Verbleib protokolliert. Es wurden zwischen 9 und 27 Vögel pro Experiment (Mittelwert 14,9) und zwischen 0 und 3 Vögel pro WEA, in einer Entfernung von 1 bis 290 m (Mittelwert 56,5 m) von der nächsten WEA ausgelegt. Insgesamt wurden in 46 WP im Rahmen von 81 Experimenten 1.208 Vögel ausgelegt.

Der Verbleib der ausgelegten Vögel wurde in der Folge (meist in wöchentlichem Rhythmus) kontrolliert. Ein Vogel wurde als noch anwesend gewertet, wenn er im Rahmen der eigentlichen Kollisionsopfersuche auch noch zu finden gewesen wäre (Körper, Knochen, Gewebereste oder Großgefieder). Als Versuchsvögel wurden frisch tote Vögel verwendet, die bis zum Tag vor dem Auslegen eingefroren waren. Die verwendeten Arten spiegeln in ihrer Zusammensetzung (Tab. 12.4), Größenvariation (Abb. 3.2) und Farbklassen (Abb. 3.3) die Diversität der zu erwartenden Kollisionsopfer in Norddeutschland wider. Es wurden keine Eintagsküken ausgelegt (Diskussion Kap. 3.4.1).

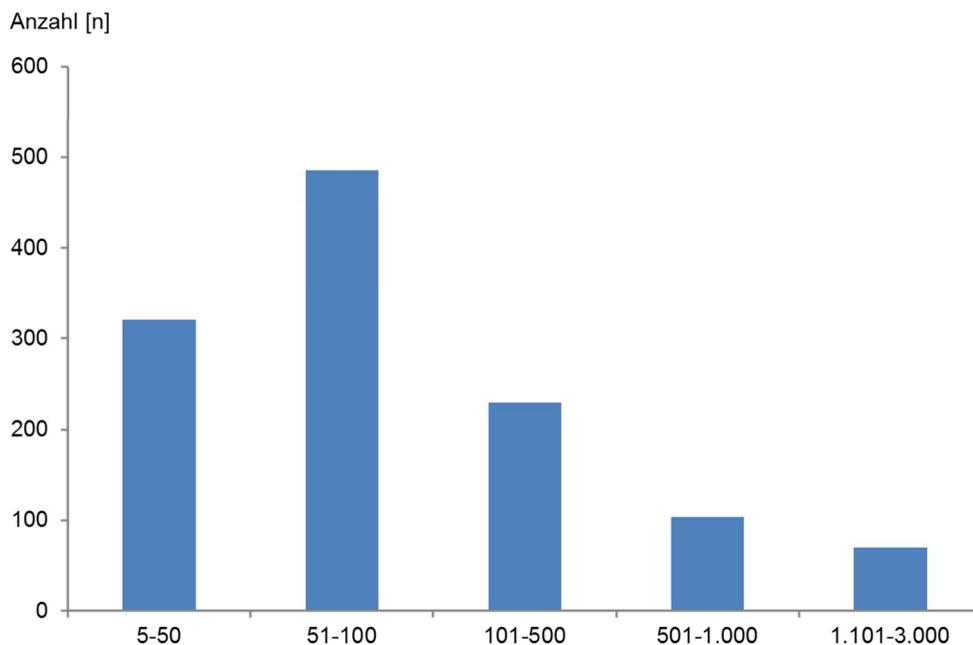


Abb. 3.2 Größenvariation (mittlere artspezifische Körpermasse) in den Experimenten zur Verbleibrate verwendeten Vogelkörper.

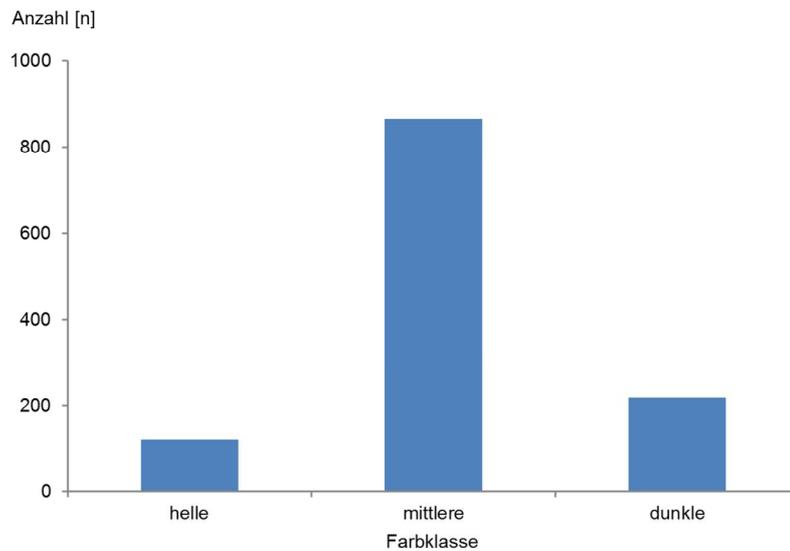


Abb. 3.3 Häufigkeitsverteilung der Farbklassen der in den Experimenten zur Verbleiberate verwendeten Vogelkörper.

In jedem WP ($n = 46$) wurde in jeder Saison wenigstens ein Verbleiberaten-Experiment ($n = 81$) durchgeführt. Diese Experimente fielen immer in den Zeitraum in dem auch die Kollisionsopfersuche und die Verhaltensbeobachtungen stattgefunden haben. Die ausgelegten Vögel wurden mit einem dünnen Bambusstock in 3 bis 5 m Entfernung markiert. In der Folgezeit wurde der Verbleib der Kadaver kontrolliert und Veränderungen (z. B. Verschleppung, sekundäre Prädation) protokolliert. Der Kontrollrhythmus orientierte sich zumeist an der wöchentlich durchgeführten Kollisionsopfersuche.

Folgende Kriterien wurden für die Anwesenheit von Kadavern verwendet:

1. Körper unberührt
2. Körper angefressen oder angerupft, große Teile des Körpers noch vorhanden
3. Körper verschwunden, Knochen und Großgefieder noch vorhanden
4. Körper verschwunden, Großgefieder noch vorhanden
5. Körper verschwunden, Reste aber vom Kontrolleur noch deutlich erkennbar

Ein Vogelkörper wurde als noch anwesend gewertet, wenn der Kontrolleur der Ansicht war, die Überreste auch noch während der eigentlichen Kollisionsopfersuche zu finden und als Kollisionsopfer werten zu können.

Für die Schätzung der täglichen Verbleiberate werden Nest-Survival-Modelle verwendet (DINSMORE et al. 2002, ROTELLA et al. 2004), die mit Hilfe des R-Pakets RMark (LAAKE 2013) im Programm MARK (WHITE & BURNHAM 1999) angepasst werden. Nest-Survival-Modelle ermöglichen die Schätzung täglicher Überlebensraten bei Interpretation als tägliche Verbleiberate der experimen-

tell ausgelegten Vogelkörper (Verwendung sogenannter „ragged-design“-Daten siehe Rotella et al. 2004, Anmerkung: unter „ragged design“ versteht man im Wesentlichen, dass das Verschwinden von Vogelkadavern, nicht durch kontinuierliche Beobachtung, sondern in Intervallen kontrolliert wurde. In den verschiedenen Windparks wurden die Kadaver i) nicht immer am selben Tag ausgelegt, ii) "die Kadaver wurden nicht kontinuierlich kontrolliert iii) die Kontrollintervalle der Kadaver sind von 1 bis 7 Tage unterschiedlich lang Eine kontinuierliche Überwachung könnten Kameras sicherstellen. In diesem Forschungsvorhaben muss dagegen offen bleiben, an welchem Tag im letzten Intervall ein Kadaver verschwunden ist. Nest-Survival-Modelle können mit solchen Daten umgehen, da diese Kontrollen häufig auch in unregelmäßigen Abständen stattfinden. Die tägliche Nestüberlebensrate entspricht der hier angegebenen täglichen Verbleiberate.

Das Programm MARK ermöglicht die Anpassung von mit variablen Kovariablenstrukturen und anschließende Modellwahl basierend auf dem Informationskriterium von Akaike (AIC, AKAIKE 1974, BURNHAM & ANDERSON 2002). Als mögliche Kovariablen wurden die einzelnen Jahre (2012, 2013, 2014), die Saison (Frühjahr, Herbst oder Winter), der WP, die Distanz des Versuchskadavers von der nächsten WEA, die Nutzung bzw. die Vegetation am Auslegeort des Kadavers (Anlagenfuß, Getreide, Mais, anderer Acker, Grünland, Raps, anderes), die Vegetationsklasse (Vegetationsklasse 1 bis 5, entsprechend Dichte und Aufwuchs; Kap. 2), ein zeitlicher Trend (Zu- oder Abnahme der täglichen Verbleiberate über den Verlauf der Experimente), die Gefiederfärbung der ausgelegten Kadaver (Kap. 2), die Größe der ausgelegten Kadaver (Verwendung der mittleren artspezifischen Körpermasse; GLUTZ V. BLOTZHEIM 1966 ff.) oder diverse Kombinationen von Kovariablen angepasst werden (additive Effekte verschiedener Kovariablen). Auf die Verwendung von Modellen mit Interaktionen wurde aufgrund der fehlenden Interpretierbarkeit verzichtet.

Tab. 3.1 Struktur der Kovariablen und Hypothesen zur Schätzung der täglichen Verbleiberate von Vogelkörpern in WP.

| Kovariablenstruktur im Modell | Hypothese/Interpretation des Modells |
|---|--|
| Jahr | Verbleiberate variiert zwischen verschiedenen Jahren. |
| Saison | Verbleiberate variiert zwischen verschiedenen Jahreszeiten. |
| Windpark | Verbleiberate variiert zwischen verschiedenen Windparks. |
| Distanz | Die Verbleiberate ist abhängig von der Entfernung des ausgelegten Kadavers von der nächsten WEA. |
| Nutzung | Die Verbleiberate variiert zwischen verschiedenen Nutzungsklassen in denen die Kadaver ausgelegt wurden. |
| Vegetationsklasse | Die Verbleiberate variiert zwischen verschiedenen Vegetationsklassen (Klassen wie bei Suche). |
| Zeit | Die Verbleiberate nimmt mit der Zeit zu oder ab. |
| Färbung | Die Verbleiberate variiert zwischen verschiedenen artspezifischen Farbklassen (hell, mittel, dunkel). |
| Größe | Die Verbleiberate variiert mit der Größe der Vogelart. |
| Färbung+Größe | Additiver Effekt von Färbung und Größe. |
| Windpark+Färbung | Additiver Effekt von Windpark und Färbung. |
| Windpark+Nutzung | Additiver Effekt von Windpark und Nutzung. |
| ... | ... |
| Windpark+Färbung+Größe | Additiver Effekt von Windpark, Färbung und Größe. |
| Nutzung+Färbung+Größe | Additiver Effekt von Nutzung, Färbung und Größe. |
| ... | ... |
| Bundesland+Nutzung+Färbung+Größe | Additiver Effekt von Bundesland, Nutzung, Färbung und Größe. |
| Windpark+Nutzung+Färbung+Größe | Additiver Effekt von Windpark, Nutzung, Färbung und Größe. |
| ... | ... |
| Windpark+Saison+Nutzung+Färbung+Größe | Additiver Effekt von Windpark, Saison, Nutzung, Färbung und Größe. |
| Windpark+Saison+Nutzung+Vegetationsklasse+Färbung+Größe | Additiver Effekt von Windpark, Saison, Nutzung, Vegetationsklasse, Färbung und Größe. |

Das Modell (aus dem Set von 42 Kandidatenmodellen), welches am besten auf die vorhandenen Daten passt, beinhaltet Haupteffekte für die Jahreszeit, den WP, die Nutzung am Auslegeort, die Größe und die Färbung. Das zweitbeste Modell, welches zusätzlich noch einen Haupteffekt der Vegetationsklasse beinhaltet, ist basierend auf AICc deutlich schlechter (Tab. 3.2, deltaAICc= 5,11).

Tab. 3.2 *Ergebnis der Modellwahl zur Schätzung der Verbleiberaten von Vogelkadavern in den untersuchten WP. Dargestellt sind die 3 am höchsten rangierten Modelle. Model = Modellstruktur, npar = Anzahl Parameter im Modell, AICc = AIC für kleine Stichproben, DeltaAICc = AICc Differenz zum „besten“ Modell, Modellgewicht = Modellgewicht nach AICc, Devianz.*

| Modellstruktur | npar | AICc | DeltaAICc | Modellgewicht | Devianz |
|---|------|---------|-----------|---------------|---------|
| S(~Windpark + Saison + Nutzung + Körpermasse + Farbe) | 58 | 3272,89 | 00,00 | 0,93 | 3156,31 |
| S(~Windpark + Saison + Nutzung + Vegetationsklasse + Körpermasse) | 62 | 3278,00 | 05,11 | 0,07 | 3153,34 |
| S(~Windpark + Nutzung + Körpermasse + Farbe) | 56 | 3284,69 | 11,80 | 0,00 | 3172,15 |

Aufgrund des deutlichen Unterschieds im Modellgewicht zum nächst besten Modell (Tab. 3.1) wurde für die Vorhersage der täglichen Verbleiberate ausschließlich das beste Modell verwendet. Mit Hilfe der Funktion `covariate.predictions` aus dem RMark Paket wurden tägliche Verbleiberaten je betrachtetem WP, Flächennutzung am Auslegeort, für Vogelarten unterschiedlicher Gefiederfärbung (hell, mittel, dunkel) und Körpermasse für verschiedene Jahreszeiten geschätzt. Entsprechend der artspezifischen mittleren Körpermasse (GLUTZ v. BLOTZHEIM 1966 ff.) der Vogelarten und Artengruppen, für welche später Kollisionsopferschätzungen durchgeführt wurden, wurde die Schätzung der täglichen Verbleiberate separat auf Basis des gewählten Modells durchgeführt. Die mittleren geschätzten täglichen Verbleiberaten für Vogelarten und Artengruppen für welche Kollisionsopferschätzungen durchgeführt werden, sind in Tab. 3.3 dargestellt. Darin zeigt sich, dass die täglichen Verbleiberaten mit zunehmender artspezifischer Körpermasse höher werden.

Tab. 3.3 *Mittlere geschätzte tägliche Verbleiberaten für Vogelarten und Artengruppen. Angegeben sind die Vogelart bzw. Artengruppe, die mittlere tägliche Verbleiberate mit Konfidenzintervall und Standardabweichung, sowie die mittlere artspezifische Körpermasse und die Farbklasse. [Anmerkung: Aufgrund vergleichbarer mittlere artspezifischer Körpermassen und gleicher Farbklasseneinstufung wird für Rotmilan und Stockente, sowie für Turmfalke, Kiebitz und die Artengruppe Limikolen dieselbe mittlere tägliche Verbleiberate geschätzt.]*

| Art/Artengruppe | Mittelwert [%] | lwr [%] | upr [%] | SD [%] | Farbe [Klasse] | Körpermasse [g] |
|------------------|----------------|---------|---------|--------|----------------|-----------------|
| Feldlerche | 0,87 | 0,815 | 0,924 | 0,082 | mittel | 40 |
| Star | 0,90 | 0,853 | 0,943 | 0,068 | dunkel | 90 |
| Goldregenpfeifer | 0,88 | 0,827 | 0,929 | 0,078 | mittel | 180 |
| Turmfalke | 0,89 | 0,830 | 0,931 | 0,076 | mittel | 220 |
| Ringeltaube | 0,90 | 0,849 | 0,940 | 0,069 | mittel | 480 |
| Möwe | 0,96 | 0,934 | 0,977 | 0,030 | hell | 550 |
| Mäusebussard | 0,92 | 0,880 | 0,956 | 0,055 | mittel | 1.000 |
| Stockente | 0,93 | 0,886 | 0,958 | 0,052 | mittel | 1.100 |

3.2.4 Erwartete Verteilung von Kollisionsopfern um WEA

Die erwartete Verteilung von Vogel-Kollisionsopfern um WEA wird mit Hilfe eines Mixture-Modells geschätzt (KORNER-NIEVERGELT et al. 2013). Dabei wird zunächst angenommen, dass alle Kollisionsopfer innerhalb des Suchkreises (entsprechend der Gesamthöhe der jeweiligen WEA) liegen. Eine Korrektur für den Anteil der außerhalb des Suchkreises liegenden Kollisionsopfer

(auch durch Verschleppung von Prädatoren) findet zu einem späteren Zeitpunkt im Rahmen der eigentlichen Kollisionsopferschätzung statt. Die Grundlage der Berechnungen bilden die gemittelten berechneten Entdeckungswahrscheinlichkeiten pro WP und Distanzring. Die in diesem Kapitel verwendeten Entdeckungswahrscheinlichkeiten verrechnen den Anteil abgesuchter Flächen je Distanzring (Kap. 3.2.1), die Sucheffizienz in den verschiedenen Vegetationsklassen (Kap. 3.2.6) und die Verbleiberate von Kadavern (Kap. 3.2.2). Die Anzahl der gefundenen Kollisionsopfer beider Auffälligkeitsklassen stehen pro WP und Distanzring zur Verfügung. Näheres zur Berechnung der Entdeckungswahrscheinlichkeiten in Kap. 3.2.6.

Für jede Höhenklasse einer WEA wird eine eigene Verteilung geschätzt (Anzahl abgesuchter Distanzringe beträgt je nach Anlagenhöhe 3 bis 10). Die Verteilung beschreibt den Anteil der Kollisionsopfer je Distanzring. Als Kovariablen wird der Distanzring (in Form orthogonaler Polynome bis zur 3. Ordnung) und die Gesamthöhe der WEA (z-transformiert) genutzt. Zusätzlich wird zwischen zwei Höhenklassen von WEA (Gesamthöhe < 80 m bzw. > 80 m) unterschieden. Für die kleinen WEA bis 80 m Gesamthöhe beinhaltet das Modell nur lineare und quadratische Ringeffekte, für WEA über einer Gesamthöhe von 80 m auch einen kubischen Ringeffekt. Ringeffekte 3. Ordnung sind für WEA mit geringen Gesamthöhen und damit einer geringen Anzahl abgesuchter Distanzringe (drei oder vier) wenig sinnvoll. Für WEA mit einer Gesamthöhe von mehr als 80 m werden verschiedene Verteilungen für die beiden vorab definierten Auffälligkeitsklassen von Kollisionsopfern (Kap. 2) geschätzt, auf diese Unterscheidung wird bei WEA mit Gesamthöhen von weniger als 80 m aufgrund der geringen Anzahl gefundener Kollisionsopfer verzichtet. Weiterhin beinhaltet das Modell einen linearen Effekt der tatsächlichen Gesamthöhe der WEA (z-transformiert) und die Zwischen-WP-varianz wird für beide vorab definierten Auffälligkeitsklassen von Kollisionsopfern (Kap. 2.2.5).

Modell:

Für die Schätzung der mittleren Kollisionsrate pro Distanzring und WEA wurde ein Mixture-Modell verwendet. Dabei wurde angenommen, dass die Kollisionsopferzahl N_{id} pro WP i und Distanzring d einer Poissonverteilung folgt und proportional zur Anzahl WEA T_{id} im entsprechenden WP und Distanzring ist.

$$N_{id} \sim \text{Poisson}(\lambda_{id}, T_{id})$$

λ_{id} ist dabei die pro WP i und Distanzring d erwartete Anzahl Kollisionen. Im folgenden Beispiel beinhaltet der lineare Prädiktor einen linearen, quadratischen und kubischen Ringeffekt, sowie einen linearen Effekt der tatsächlichen z-transformierten Gesamthöhe (zheight) der WEA.

$$\log(\lambda_{id}) = a_0 + a_1 \cdot \text{ring}_{id} + a_2 \cdot \text{ring}_{id}^2 + a_3 \cdot \text{ring}_{id}^3 + a_4 \cdot \text{zheight}_{id} + \beta_{id}$$

Weiterhin wurde angenommen, dass die Zwischen-WP-varianz durch eine Normalverteilung für den (natürlichen) Logarithmus der Kollisionsrate beschrieben werden kann

$$\beta_{id} = \log(\lambda_{id})$$

$$\beta_{id} \sim \text{Normal}(0, \sigma)$$

Da die Kollisionsofferzahl N_{id} nicht direkt beobachtet worden ist, wurde das oben beschriebene Kollisionsratenmodell mit einem Beobachtungsmodell kombiniert. Dabei wird angenommen, dass die Anzahl gefundener Kollisionsoffer pro WP und Distanzring y_{id} einer Binomialverteilung folgt:

$$y_{id} \sim \text{Binomial}(N_{id}, p_{id})$$

Der Parameter p_{id} ist dabei die geschätzte Entdeckungswahrscheinlichkeit. Um die Unsicherheit der Schätzung der Entdeckungswahrscheinlichkeit zu berücksichtigen, wurde p_{id} nicht als Messung (ein Wert) behandelt. Stattdessen wurde im Modell eine Betaverteilung mit dem Mittelwert von p_{id} und einer Standardabweichung von $se(p_{id})$ verwendet:

$$p_{id} \sim \text{Beta}(a_{id}, b_{id})$$

Die Parameter a_{id} und b_{id} wurden durch die Auflösung der Formeln für Mittelwert und Varianz der Betaverteilung berechnet (GELMAN et al. 2014). Als a-Prioriverteilung für die Zwischen-WP-Standardabweichung wurde eine gefaltete t-Verteilung verwendet (GELMAN 2006). Für die Modellparameter (im Beispiel oben: a_0, a_1, a_2, a_3, a_4) wurden flache Normalverteilungen mit einem Mittelwert von null und einer Varianz von 25 als a-Prioriverteilungen spezifiziert. Der BUGS-code für das Modell ist im Anhang dargestellt (Tab. 12.5).

Für die Anpassung des Modells wurden Markov-Chain-Monte-Carlo Simulationen verwendet, wie sie im Programm jags implementiert sind (PLUMMER 2003). Zur Nutzung von jags verwendeten R und das Paket R2jags (SU & YAJIMA 2012). Die Konvergenz der Markov-Ketten wurde grafisch, anhand der R-hat-Werte (BROOKS & GELMAN 1998) und anhand der Stichprobengröße überprüft.

Tab. 3.4 Zusammenfassung der Posteriorverteilungen der Modellparameter des Mixture-Modells zur Schätzung der erwarteten Verteilung von Kollisionsopfern um WEA. Angegeben sind für jeden Modellparameter der Mittelwert (mean), die Standardabweichung (sd), das 2,5 %-, 25 %-, 50 %-, 75 %- und 97,5 % Quantil, der Rhat-Wert und die Stichprobengröße (n.eff) der Posteriorverteilungen. Modellparameter entsprechen Abschnitt 3.2.3 und Tab. 12.5. Zwischen-WP-Varianz für zwei verschiedenen Höhenklassen von Windenergieanlagen (Gesamthöhe < 80 m (sigmabetas) bzw. > 80 m(sigmabetal)).

| <code>> round(mod.fullu\$summary,5)</code> | | | | | | | | | |
|---|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|
| parameter | mean | sd | 2,5% | 25% | 50% | 75% | 97,5% | Rhat | n.eff |
| a0 | -2,71 | 1,23 | -5,46 | -3,41 | -2,59 | -1,88 | -0,72 | 1,0014 | 5300 |
| a1 | -4,03 | 3,08 | -10,43 | -5,99 | -3,89 | -1,95 | 1,66 | 1,0021 | 1900 |
| a2 | -2,06 | 2,47 | -6,98 | -3,60 | -2,02 | -0,50 | 2,75 | 1,0010 | 60000 |
| a4 | -0,57 | 1,09 | -2,89 | -1,06 | -0,46 | 0,05 | 1,18 | 1,0016 | 3700 |
| b0 | -1,74 | 0,22 | -2,19 | -1,88 | -1,73 | -1,59 | -1,32 | 1,0012 | 11000 |
| b1 | 7,07 | 3,38 | 0,31 | 4,81 | 7,11 | 9,36 | 13,63 | 1,0012 | 8400 |
| b2 | -5,97 | 3,44 | -12,83 | -8,27 | -5,94 | -3,62 | 0,67 | 1,0013 | 6300 |
| b3 | -4,52 | 3,36 | -11,20 | -6,80 | -4,48 | -2,21 | 1,93 | 1,0010 | 60000 |
| b4 | -0,32 | 0,21 | -0,74 | -0,46 | -0,31 | -0,18 | 0,07 | 1,0013 | 7200 |
| c0 | -1,84 | 0,17 | -2,19 | -1,95 | -1,84 | -1,73 | -1,53 | 1,0012 | 8500 |
| c1 | 7,02 | 2,75 | 1,54 | 5,18 | 7,06 | 8,89 | 12,28 | 1,0010 | 51000 |
| c2 | -5,53 | 2,77 | -11,15 | -7,37 | -5,46 | -3,63 | -0,25 | 1,0011 | 26000 |
| c3 | 0,56 | 2,57 | -4,56 | -1,14 | 0,59 | 2,30 | 5,57 | 1,0011 | 24000 |
| c4 | -0,44 | 0,14 | -0,72 | -0,53 | -0,44 | -0,34 | -0,17 | 1,0013 | 7400 |
| deviance | 530,67 | 22,71 | 487,92 | 514,99 | 530,03 | 545,79 | 576,73 | 1,0017 | 2800 |
| sigmabetal | 0,71 | 0,20 | 0,29 | 0,59 | 0,72 | 0,84 | 1,08 | 1,0254 | 510 |
| sigmabetas | 1,15 | 1,47 | 0,03 | 0,32 | 0,72 | 1,43 | 4,94 | 1,0017 | 2700 |

Mit Hilfe der geschätzten Modellparameter (Tab. 3.4) werden für jede Höhenklasse von WEA (Anzahl abgeseuchte Distanzringe, $n = 3$ bis 10) und Auffälligkeitsklasse von Vögeln (Kap. 2) der erwartete Anteil Kollisionsopfer je Distanzring errechnet. Die erwarteten Verteilungen von Kollisionsopfern um WEA ab einer Gesamthöhe von mehr als 80 m unterscheiden sich etwas zwischen den vorab definierten Auffälligkeitsklassen von Kollisionsopfern (Abb. 3.4, Abb. 3.5), so liegen die Verteilungsmaxima von Kollisionsopfern der auffälligen Klasse (auffällig bedeutet vielfach auch größer/schwerer) scheinbar näher an den untersuchten WEA als die Verteilungsmaxima von Kollisionsopfern der unauffälligen Klasse (unauffällig bedeutet vielfach auch kleiner/leichter).

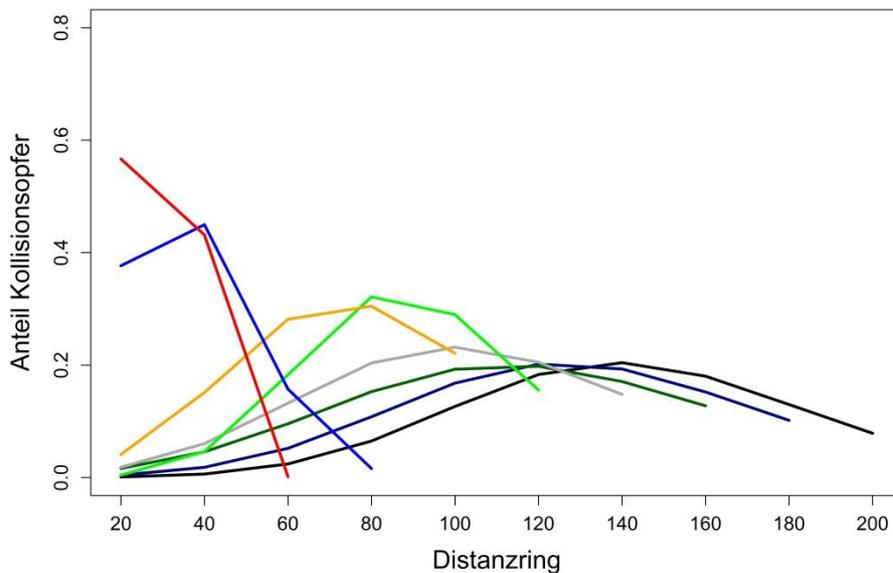


Abb. 3.4 Erwartete Verteilung auffälliger Kollisionsopfer mit zunehmender Entfernung zur WEA. Dargestellt ist der Anteil der zu erwartenden Kollisionsopfer je (20 m-)Distanzring für WEA mit Gesamthöhe bis 60 m (rot), bis 80 m (blau), bis 100 m (gelb), bis 120 m (grün), bis 140 m (grau), bis 160 m (dunkelgrün), bis 180 m (dunkelblau) und bis 200 m (schwarz). Anmerkung: Die erwarteten Verteilungen für WEA mit Gesamthöhen bis 60 m bzw. 80 m sind für große und kleine Kollisionsopfer gleich.

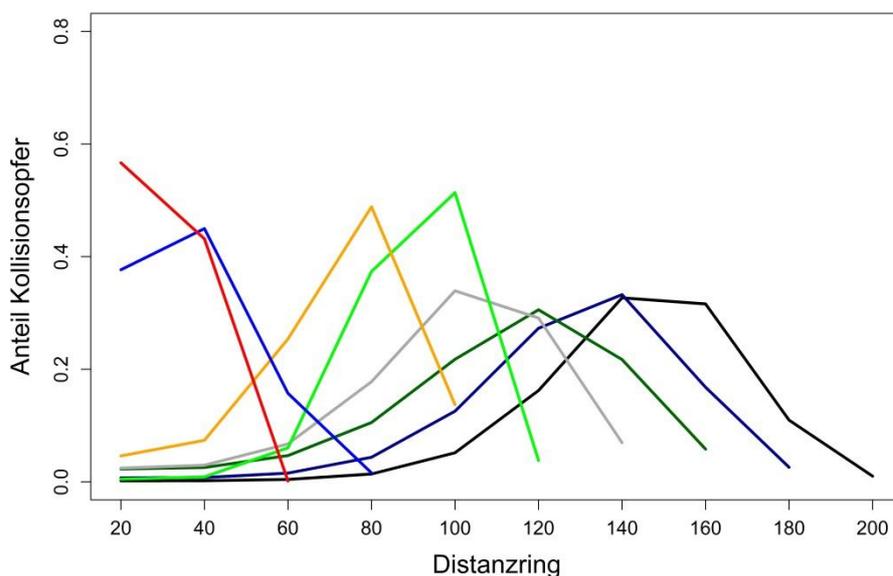


Abb. 3.5 Erwartete Verteilung unauffälliger Kollisionsopfer mit zunehmender Entfernung zur WEA. Dargestellt ist der Anteil der zu erwartenden Kollisionsopfer je (20 m-) Distanzring für WEA mit Gesamthöhe bis 60 m (rot), bis 80 m (blau), bis 100 m (gelb), bis 120 m (grün), bis 140 m (grau), bis 160 m (dunkelgrün), bis 180 m (dunkelblau) und bis 200 m (schwarz). Anmerkung: Die erwarteten Verteilungen für WEA mit Gesamthöhen bis 60 m bzw. 80 m sind für große und kleine Kollisionsopfer gleich.

3.2.5 Anteil von Kollisionsopfern außerhalb des Suchkreises

Ein Teil der tatsächlichen Kollisionsopfer liegt außerhalb des vorab definierten Suchkreis mit dem Radius entsprechend der Gesamthöhe der WEA. Um mehrere in Reihe stehende WEA im Rahmen des gewählten Transektdesigns effektiv absuchen zu können, wurden teilweise Transekte über den Suchkreis hinaus in Richtung der nächsten WEA verlängert, so dass die Möglichkeit bestand, Kollisionsopfer außerhalb der Suchkreise zu finden. Auch ein außerhalb des Suchkreises gefundenes Kollisionsopfer wurde der nächstgelegenen WEA zugeordnet. In der anschließenden Kollisionsopferschätzung finden jedoch ausschließlich innerhalb des Suchkreises gefundene Kollisionsopfer Berücksichtigung, da nur für diese Funde der Suchaufwand errechnet wurde (Kap. 2.2.3). Um eine Unterschätzung der Anzahl tatsächlicher Kollisionsopfer zu vermeiden, ist es daher notwendig für den Anteil Kollisionsopfer außerhalb des Suchkreises zu korrigieren. Um zusätzlich für potenzielle Unterschiede zwischen verschiedenen hohen WEA zu kontrollieren, errechneten wir einen für WEA bis zu einer Gesamthöhe von 100 m und für solche darüber gewichteten mittleren Anteil Kollisionsopfer außerhalb des Suchkreises auf Basis der Kollisionsopfer, die innerhalb und außerhalb des jeweiligen Suchkreises gefunden wurden (Tab. 3.5).

Als Kompromiss zwischen Artpezifität und möglichst geringem Einfluss kleiner Zahlen auf die Berechnung wurden für Arten mit einer vergleichsweise hohen Anzahl gefundener Kollisionsopfer nur Funde eben dieser Art berücksichtigt (Mäusebussard, Ringeltaube, Stockente). Für alle anderen Arten (Artengruppen) wurden die vorhandenen Funde wie folgt zusammengefasst: alle gefundenen Limikolen für Kiebitz, Goldregenpfeifer und Artengruppe Limikolen, alle Möwen für die Artengruppe Möwen, alle Singvögel bis einschließlich Drosselgröße für Feldlerche und Star, alle großen Greifvögel (Mäusebussarde, Rotmilan, Schwarzmilan) für den Rotmilan und alle Greifvögel (Mäusebussarde, Rotmilan, Schwarzmilan, Sperber und Turmfalke) für den Turmfalken.

Tab. 3.5 *Geschätzter Anteil Kollisionsopfer außerhalb des vorab definierten Suchkreises mit dem Radius der Gesamthöhe der WEA.*

| Artengruppe | Vogelart (Beispiel) | Anteil außerhalb | Bemerkung |
|------------------|---------------------|------------------|--|
| | Mäusebussard | 0,14 | nur Mäusebussarde |
| Greifvögel | Turmfalke | 0,08 | alle gefundenen Greifvögel |
| Greifvögel | Rotmilan | 0,11 | nur Mäusebussarde, Rotmilane und Schwarzmilan |
| Kleine Singvögel | Feldlerche | 0,07 | alle kleinen Singvögel bis einschließlich Drosseln |
| | Ringeltaube | 0,18 | nur Ringeltauben |
| | Stockente | 0,12 | nur Stockenten |
| Möwen | Lachmöwe | 0,24 | alle Möwen |
| Limikolen | Goldregenpfeifer | 0,17 | alle Limikolen |

3.2.6 Bestimmung der Anzahl tatsächlicher Kollisionsopfer

Die Schätzung der Anzahl tatsächlicher Kollisionsopfer in den untersuchten WP für den betrachteten Zeitraum von je 12 Wochen wurde in zwei wesentlichen Schritten durchgeführt. Zunächst wurden für die Schätzung der Entdeckungswahrscheinlichkeit eines Kollisionsopfers je WP und Vegetationsklasse, die räumliche Verteilung der Kollisionsopfer um WEA in Abhängigkeit von der Gesamthöhe und der Auffälligkeitsklasse der Kollisionsopfer, die räumliche Verteilung der abgesuchten Flächen (Kap. 3.2.1), die Sucheffizienz in den verschiedenen Vegetationsklassen (Kap. 3.2.6), die tägliche Verbleiberate von Vogelkadavern in den WP (Kap. 3.2.2) sowie der ge-

geschätzte Anteil Kollisionsopfer, die außerhalb des Suchkreises liegen (Kap. 3.2.4) miteinander verrechnet. Für den zweiten Schritt der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer mit Hilfe von Mixture-Modellen (BRINKMANN et al. 2011, KORNER-NIEVERGELT et al. 2013) wurden die Entdeckungswahrscheinlichkeiten je WP (i. e. Bezeichnung der WEA gleicher Gesamthöhe innerhalb des gleichen WP und dergleichen Saison) gemittelt, da die Anzahl gefundener Kollisionsopfer für jeden WP vorliegt.

3.2.7 Bestimmung der Sucheffizienz

Im Rahmen des ersten Schrittes wurde zunächst die räumliche Verteilung der Kollisionsopfer um WEA mit der räumlichen Verteilung des Anteils abgesuchter Fläche je WP und Vegetationsklasse verrechnet. Damit erhält man den Anteil Kollisionsopfer a , welche in die abgesuchte Fläche gefallen sind. Im Anschluss daran wurde jeder Vegetationsklasse die geschätzte Sucheffizienz (entsprechend der Auffälligkeitsklasse der betrachteten Vogelart oder Artengruppe) zugeordnet, wobei die geschätzte Sucheffizienz für die Vegetationsklasse 4 auch für die Vegetationsklasse 5 verwendet wurde. Da das Modell auf dessen Basis die täglichen Verbleiberaten geschätzt wurden, die Vegetationsklasse nicht als Kovariable beinhaltet, wurde jedem mit den Verbleiberaten assoziiertem Flächennutzungstyp eine Vegetationsklasse zugeordnet. Zu diesem Zweck wurde aus den Daten der Experimente zur Verbleiberate für jeden Flächennutzungstyp (Kap. 2.2) der Mittelwert der dort beobachteten Vegetationsklassen berechnet und dieser für die Zuordnung benutzt. Die gefundenen gerundeten mittleren Vegetationsklassen je Flächennutzungstyp waren wie folgt: „anderer Acker“ = 2, „Getreide“ = 2, „Grünland“ = 3, „Mais“ = 1, „Raps“ = 3, „an der WEA“ = 2 und „anderes“ = 2. Entsprechend der mittleren artspezifischen Körpermasse und der Gefiederfärbung der betrachteten Vogelart oder Artengruppe wurden tägliche Verbleiberaten für die Schätzung der Entdeckungswahrscheinlichkeiten verwendet. Erwartungsgemäß sinkt die Sucheffizienz bei steigender Vegetationsklasse (höhere und dichtere Vegetation). Die Sucheffizienz ist bei unauffälligen Vögeln erwartungsgemäß gering, wobei die Differenz zwischen den Auffälligkeitsklassen mit zunehmender Vegetationsklasse weiter ansteigt (Abb. 3.6).

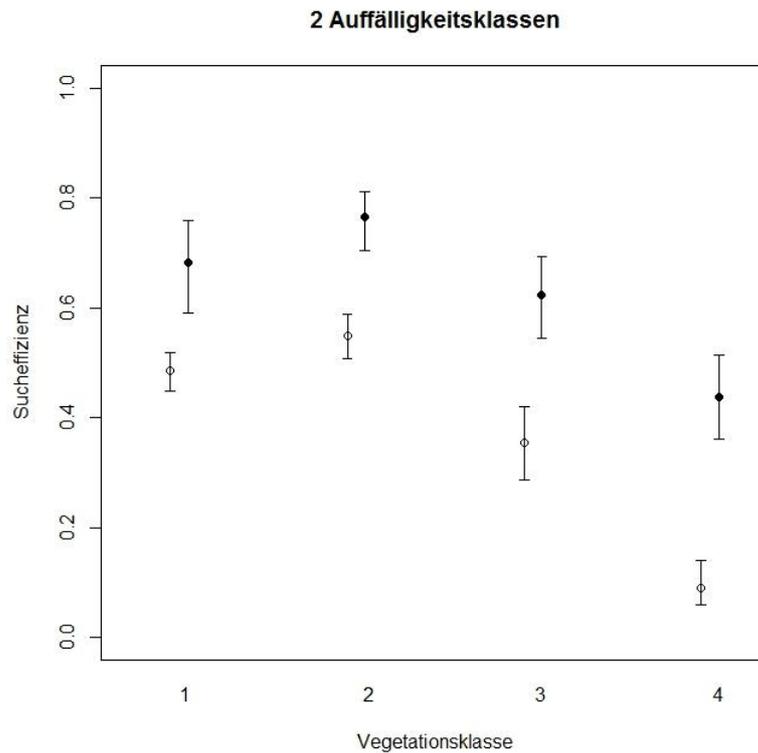


Abb. 3.6 Sucheﬃzienz von zwei Auffälligkeitsklassen (schwarze Punkte sind auffällige Vögel, Kreise sind unauffällige Vögel) von Vögeln (Kap. 2) in Abhängigkeit von der Vegetationsklasse (1 = geringe Vegetation mit guten Suchbedingungen), gleiche auch Tab.3.6.

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Kollisionsopfer, welches in den Suchkreis gefallen ist, durch einen Sucher gefunden wird (p^*), wird unter Verwendung der Sucheﬃzienz, der täglichen Verbleiberate, der Anzahl Suchen je WP und der Intervalllänge zwischen zwei Suchen berechnet. Von den insgesamt 12 Terminen einer Kampagne wurden die letzten 11 Suchen je WP verwendet, da das Alter der während der ersten Suche gefundenen Kollisionsopfer nicht bestimmt werden konnte und diese Funde nicht gewertet wurden (Kap. 2). Somit hat die Wahrscheinlichkeit p^* einen Bezug von 12 Wochen. Als Intervalllänge (d) zwischen 2 Suchen wurden 7 Tage verwendet. Die Wahrscheinlichkeit p^* wurde mit der Funktion `pkorner()` aus dem R-Paket `carcass` (KORNER-NIEVERGELT et al. 2015) je Vegetationsklasse und WP berechnet. Zusätzlich wurde angenommen, dass die Sucheﬃzienz nicht konstant ist (HUSO 2010, KORNER-NIEVERGELT et al. 2015, $k = 0,6$). Aus der Wahrscheinlichkeit p^* , dem Anteil der Kollisionsopfer, welche in die abgesuchte Fläche gefallen sind a und dem Anteil von Kollisionsopfern außerhalb des Suchkreises (Kap. 3.2.4) wurde die Entdeckungswahrscheinlichkeit p berechnet.

Die Entdeckungswahrscheinlichkeit p ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Vogel, der im Untersuchungszeitraum im Untersuchungsgebiet mit einer WEA kollidiert und gestorben ist, durch einen Sucher gefunden wird (KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Die Varianz von gemittelten Entdeckungswahrscheinlichkeiten p wurde im Weiteren wie von Huso et al. 2014 empfohlen berechnet.

Dieses Vorgehen wurde für alle betrachteten Vogelarten und Artengruppen separat durchgeführt. Als Grundlage für die Kollisionsopferschätzung mit Hilfe von Mixture-Modellen wurden die mittleren Entdeckungswahrscheinlichkeiten p , die Standardfehler der Entdeckungswahrscheinlichkeiten

p.se, die Anzahl WEA, die Anzahl gefundener Kollisionsopfer, sowie etwaige Kovariablen je WP aggregiert.

3.2.8 Sucheeffizienz verschiedener Zähler

Die Wahrscheinlichkeit mit der eine Person (Sucher) einen kollidierten Vogel während der Kollisionsopfersuche findet hängt von der Objektqualität (Größe, Färbung), der Beschaffenheit des Untergrunds (Vegetationshöhe, -dichte), der Entfernung zum Sucher sowie der Effizienz des Suchers (Sehkraft, Motivation) ab. Die Entdeckungswahrscheinlichkeit von Vogelkadavern ist gleich oder kleiner als eins (Sucher übersehen Kollisionsopfer) und kann zwischen einzelnen Suchern variieren.

Mit zunehmender Höhe und Verdichtung der Vegetation in der abgesuchten Fläche wird eine Abnahme der Auffindrate (Anteil gefundener Vögel) erwartet. Außerdem wird erwartet, dass die Auffindrate mit zunehmender Körpergröße und hellerer Färbung des Gefieders des Vogelkadavers zunimmt. Um den Einfluss dieser Randbedingungen auf das Resultat nachgewiesenen Kollisionsopfer (Kap. 2) zu validieren, wurden experimentelle Suchläufe durchgeführt und das Ausmaß der Übereinstimmung der Auffindrate zwischen Suchern quantifiziert. Die Übereinstimmung lässt sich auf der Grundlage von Rangkorrelationskoeffizienten nach Spearman-Korrelation zwischen Messergebnissen unterschiedlicher Beobachtern abschätzen, wobei jeweils miteinander gepaarte Werte in Beziehung zueinander gesetzt werden. Der Korrelationskoeffizient beschreibt dabei den Zusammenhang von Messungen, ohne dass absolute Abweichungen zwischen Beobachtern eine Rolle spielen.

Zur Durchführung der Suchexperimente wurden Vogelkadaver in zufällig gewählten Abständen entlang vorab definierter Transekte ausgelegt. Die Transekte wurden in randomisierter Reihenfolge von Testpersonen (Sucher, die auch an der regulären Kollisionsopfersuche beteiligt waren) begangen. Die Suche nach den Kadavern erfolgte entsprechend der Methode der standardisierten Kollisionsopfersuche (Kap 2). Die Suchexperimente wurden unter verschiedenen Vegetationsbedingungen und mit Vogelkörpern unterschiedlicher Größen durchgeführt. Insgesamt wurden 20 Suchexperimente mit 563 ausgelegten Vögeln aus 74 Arten mit 23 Testpersonen durchgeführt. 15 der Testpersonen (65 %) nahmen an mehr als zwei gleichen Suchläufen teil und konnten für die Analyse der Interrater-Reliabilität herangezogen werden.

Zur Berechnung der Interrater-Reliabilität wurde von den Testpersonen, die an mehr als zwei Suchläufen teilgenommen hatten, eine Korrelationsmatrix der Testergebnisse (Auffindraten) erstellt (Abb. 3.7). Die Interrater-Reliabilität errechnet sich als der mittlere Spearman-Rho-Koeffizient der Korrelationsmatrix. Sie betrug für die ausgewählten 15 Testpersonen 0,87, was einer 87-prozentigen Übereinstimmung der Effizienz dieser Sucher entspricht.

Für die Schätzung der vegetationsklassenspezifischen Sucheeffizienz, entsprechend der Breite des abgesuchten Streifens von 10 m links und rechts des zurückgelegten Transekts wurden die Daten der Sucheeffizienzexperimente so beschnitten, dass nur Daten von experimentellen Vogelkadavern betrachtet wurden, die in weniger als 10 m Entfernung zum Transekt ausgelegt wurden (Kap. 2). Dieser reduzierte Datensatz wurde zusätzlich entsprechend der beiden Vogel-Auffälligkeitsklassen unterteilt (Kap. 2), um neben den unterschiedlichen Vegetationsklassen auch der Größe und der Gefiederfärbung bei der Sucheeffizienzschatzung Rechnung zu tragen (n unauffällige Vögel = 315, n

auffällige Vögel = 98). Für die Schätzung der Sucheeffizienz je Vegetationsklasse (1 bis 4) und Vogel-Auffälligkeitsklasse wurde die Funktion `search.encyency()` aus dem R-Paket `carcass` verwendet (KORNER-NIEVERGELT et al. 2015). Die Sucheeffizienz zwischen verschiedenen Personen (Suchern) war sehr ähnlich: Immer wenn z. B. Tim einen hohen Anteil der ausgelegten Vögel fand, taten dies auch Hanna, Jan und Sabrina (siehe obere Zeile der Matrix). Es gibt eine signifikante Korrelation zwischen den Zählern, die "inter-rater reliability" beträgt 0,87). Damit werden im Folgenden die über alle Personen (Sucher) gemittelten Sucheeffizienzen je Vegetationsklassen und Vogel-Auffälligkeitsklasse verwendet. Wie erwartet, ist die Sucheeffizienz bei auffälligen Vögeln höher als bei unauffälligen Vögeln und nimmt erwartungsgemäß mit höherer und dichter Vegetation ab (Abb. 3.6, Tab. 3.6).

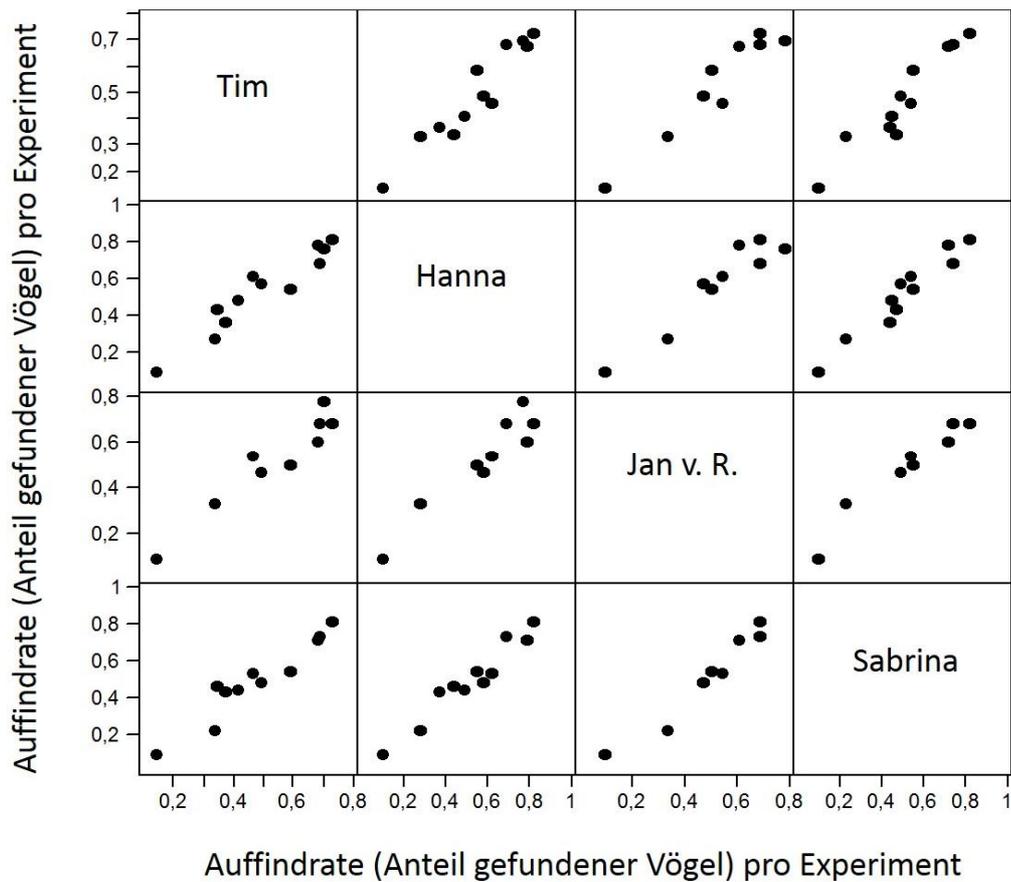


Abb. 3.7 Korrelationsmatrix aus Auffindraten von vier unterschiedlichen Testpersonen (Tim, Hanna, Jan und Sabrina), die an den gleichen experimentellen Suchläufen teilnahmen.

Tab. 3.6 Sucheffizienz je Vegetationsklasse und Auffälligkeitsklasse von Kollisionsopfern. Angegeben sind die Vegetationsklasse, die mittlere geschätzte Sucheffizienz (f) mit Kredititätsintervall (f_{lwr} , f_{upr}), der Standardfehler der Schätzung (f_{se}) und die Vogel-Auffälligkeitsklasse.

| Vegetations- klasse | mittlere Sucheffizienz | lwr Kredititätsintervall | upr | Standard- fehler | Auffälligkeits- klasse |
|------------------------|---------------------------|-----------------------------|-------|---------------------|---------------------------|
| 1 | 0,485 | 0,449 | 0,519 | 0,018 | unauffällig |
| 2 | 0,550 | 0,507 | 0,589 | 0,021 | unauffällig |
| 3 | 0,354 | 0,287 | 0,421 | 0,034 | unauffällig |
| 4 | 0,091 | 0,059 | 0,141 | 0,021 | unauffällig |
| 1 | 0,683 | 0,590 | 0,758 | 0,043 | auffällig |
| 2 | 0,764 | 0,704 | 0,811 | 0,028 | auffällig |
| 3 | 0,623 | 0,544 | 0,693 | 0,038 | auffällig |
| 4 | 0,438 | 0,362 | 0,514 | 0,039 | auffällig |

3.2.9 Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer für die untersuchten WP

Für die Schätzung der mittleren Kollisionsrate pro WEA und der Anzahl Kollisionsopfer je im Rahmen des Projektes untersuchten WP für den Zeitraum von 12 Wochen verwendeten wir mixture-Modelle (KORNER-NIEVERGELT et al. 2013).

Modell

Es wurde angenommen, dass die Anzahl Kollisionsopfer N_i pro WP i Poisson-verteilt und proportional zur Anzahl WEA T_i im entsprechenden WP ist.

$$N_i \sim \text{Poisson}(\lambda_{i}, T_i)$$

λ_{i} ist dabei die erwartete Anzahl Kollisionsopfer im WP i . Als Beispiel beinhaltet der lineare Prädiktor im Folgenden einen linearen Effekt einer Kovariable X_i .

$$\log(\lambda_{i}) = a_0 + a_1 \cdot X_i + \sigma_{\beta} \cdot \beta_{i}$$

Dabei entspricht a_0 der logarithmierten Kollisionsrate pro WEA gemittelt über alle WP. Weiterhin wurde angenommen, dass die Zwischen-WP-varianz durch eine Normalverteilung für den (natürlichen) Logarithmus der Kollisionsrate beschrieben werden kann.

$$\beta_{i} = \log(\lambda_{i})$$

$$\beta_{i} \sim \text{Normal}(0, 1)$$

Da die Kollisionsopferzahl N_i nicht direkt beobachtet worden ist, wurde das oben beschriebene Kollisionsratenmodell mit einem Beobachtungsmodell kombiniert. Dabei wird angenommen, dass die Anzahl gefundener Kollisionsopfer pro WP und Distanzring y_i einer Binomialverteilung folgt:

$$y_i \sim \text{Binomial}(N_i, p_i)$$

Der Parameter p_{id} ist dabei die geschätzte Entdeckungswahrscheinlichkeit. Um die Unsicherheit der Schätzung der Entdeckungswahrscheinlichkeit zu berücksichtigen, wurde p_i nicht als Messung

(ein Wert) behandelt. Stattdessen wurde im Modell eine Beta-Verteilung mit dem Mittelwert von p_i und einer Standardabweichung von $se(p_i)$ verwendet:

$$p_i \sim \text{Beta}(a_i, b_i)$$

Die Parameter a_i und b_i wurden durch die Auflösung der Formeln für Mittelwert und Varianz der Beta-Verteilung berechnet (GELMAN et al. 2014). Als nicht-informative Verteilung für die Kollisionsrate wurde für den Exponenten von a_0 eine Uniform-Verteilung, mit $\text{Uniform}(0, 200)$, als a-Prioriverteilung verwendet. Als a-Prioriverteilung für die Zwischen-WP-Standardabweichung (σ_{mabeta}) wurde eine gefaltete t-Verteilung verwendet (GELMAN 2006). Diese Verteilung hat 90 % ihrer Masse zwischen 0 und 6,3 und beinhaltet die Information, dass man zu 90 % sicher ist, dass die Zwischen-WP-Standardabweichung nicht größer als 6,3 ist (eine Differenz von 6,3 im Logarithmus der Kollisionsrate entspricht einer Multiplikation der Kollisionsrate mit dem Faktor 544). Für Modellparameter von Effekten von Kovariablen (im Beispiel oben: a_1) wurden flache Normalverteilungen mit einem Mittelwert von null und einer Varianz von 25 als a-Prioriverteilungen spezifiziert. Der BUGS-code für das Modell ist in der Tab. 12.6 dargestellt (Anhang).

Für die Anpassung des Modells wurden Markov-Chain-Monte-Carlo Simulationen verwendet, wie sie im Programm jags implementiert sind (PLUMMER 2003). Zur Nutzung von jags verwendeten R und das Paket R2jags (SU & YAJIMA 2012). Die Konvergenz der Markov-Ketten wurde grafisch, anhand der R-hat-Werte (BROOKS & GELMAN 1998) und anhand der effektiven Stichprobengröße überprüft. Für das Erreichen zufriedenstellender Konvergenz mussten teilweise sehr lange Markov-Ketten simuliert werden.

Im Anschluss wurden die Simulationen für alle WP-spezifischen N_i (Schätzung für alle WEA gleicher Höhe innerhalb desselben WP und derselben Saison) auf Ebene der WP-Saison (alle untersuchten WEA innerhalb eines WP und einer Saison) summiert. Hieraus wurde die Anzahl Kollisionsopfer je WP und Saison als Posteriormittelwert (+/- CrI) berechnet.

3.2.9.1 Kovariablen

Als mögliche Kovariablen wurden in den Mixture-Modellen Abmessungen der untersuchten WEA wie die Gesamthöhe und der Rotordurchmesser, sowie bei den Zielarten Mäusebussard und Goldregenpfeifer auch die im WP registrierte Flugaktivität (Kap. 4) betrachtet. Bei der Auswahl des Rotordurchmessers als Kovariable stand die Hypothese im Vordergrund, dass mit zunehmendem Rotordurchmesser auch die Risikozone für fliegende Vögel zunimmt. Dagegen hat Gesamthöhe der WEA Einfluss auf die Höhenverteilung der Risikozone für fliegende Vögel. Die für die Zielarten Mäusebussard und Goldregenpfeifer gerechneten Modelle, welche die normierte Flugaktivität (Kap. 5) als Kovariable beinhalteten, dienten zur Abschätzung der Frage, ob die Kollisionsrate mit zunehmender Flugaktivität im WP zunimmt. Hierzu wurde die beobachtete, flächen- und aufwandnormierte Flugaktivität in der Rotorzone verwendet. Alle Kovariablen wurden z-transformiert (Mittelwert = 0, Standardabweichung = 1), um die Konvergenz der Markov-Ketten zu verbessern. Wurden Modelle angepasst, welche Kovariableneffekte höherer Ordnung (lineare, quadratische und kubische) beinhalteten, verwendeten wir dazu orthogonale Polynome der Kovariablen, um Probleme mit Kollinearität zu vermeiden.

3.2.9.2 Auswahl Arten und Artengruppen

Die Auswahl von Arten, für welche die tatsächliche Anzahl Kollisionsopfer in den untersuchten WP im Untersuchungszeitraum von 12 Wochen geschätzt wurde, beschränkt sich auf eine kleine Auswahl der gefundenen Vogelarten. Bei der Auswahl wurden zunächst die vorab bestimmten Zielarten, von denen mindestens 3 Kollisionsopfer (gewertet, n = Anzahl gefundener und gewerteter Kollisionsopfer, Kap. 2) gefunden wurden, berücksichtigt. Dies sind Mäusebussard (n = 12), Turmfalke (n = 3), Rotmilan (n = 3), Goldregenpfeifer (n = 5) und Kiebitz (n = 9). Zusätzlich wurden Nichtzielarten mit vergleichsweise vielen gefundenen Kollisionsopfern ausgewählt. Hierbei handelt es sich um Stockente (n = 22), Ringeltaube (n = 14), Feldlerche (n = 9) und Star (n = 9).

Außerdem wurde die Anzahl Kollisionsopfer für zwei Artengruppen (Limikolen, Möwen) geschätzt. Entsprechend dem oben (Kap. 2.6) beschriebenen Vorgehen wurden dazu nach der Zusammensetzung der Artengruppen gewichtete mittlere Detektionswahrscheinlichkeiten je WP errechnet. Dazu wurde die geschätzte Verbleiberate für eine Vogelart mit einer mittleren artspezifischen Körpermasse, welche der – entsprechend der Zusammensetzung der Artengruppe – gewichteten mittleren Körpermasse der Artengruppe entspricht, verwendet. Die Artengruppe „Möwen“ setzt sich aus Lachmöwen (n = 8), Sturmmöwen (n = 2), Heringsmöwen (n = 4) und Silbermöwen (n = 5) zusammen und die mittlere gewichtete Körpermasse der Artengruppen entsprach 550 g. Die Artengruppe „Limikolen“ setzt sich aus Alpenstrandläufer (n = 1), Bekassine (n = 1), Goldregenpfeifer (n = 5), Kiebitz (n = 9) und Großer Brachvogel (n = 1) zusammen und die mittlere gewichtete Körpermasse der Artengruppen entsprach 220 g.

3.2.9.3 Anzahl genutzter WP-Saisons je Art und Artengruppen

Bei einer WP-Saison handelt es sich um den 12-wöchigen Zeitraum der Feldarbeit je WP-Standort. Da einige WP mehr als einmal bearbeitet wurden (Maximum= 3, Kap. 2) ergeben sich aus 46 WP insgesamt 55 betrachtete WP-Saisons. Abhängig von der Häufigkeit und dem Auftreten der betrachteten Arten und Artengruppen wurden als Datengrundlage für die Schätzung der Anzahl der Kollisionsopfer alle WP-Saisons oder nur eine Auswahl genutzt. Bei der Betrachtung von häufigen, im Untersuchungsgebiet von PROGRESS weit verbreiteten oder regelmäßig zu erwartenden Arten oder Artengruppen wurden alle vorhandenen WP-Saisons als Grundlage für die Schätzung verwendet. Dies betrifft die Arten Stockente, Mäusebussard, Turmfalke, Ringeltaube, Feldlerche und Star, sowie die Artengruppe Möwen. Aufgrund der im Vergleich weniger kontinuierlichen räumlichen Verbreitung von Rotmilan, Kiebitz und Goldregenpfeifer im Untersuchungsgebiet von PROGRESS, wurden als Grundlage für die Kollisionsopferschätzung bei diesen Arten nur solche WP-Saisons ausgewählt, in denen wenigstens 10 Minuten Flugaktivität (Kap. 4) registriert wurden. Beim Rotmilan waren dies 29, beim Kiebitz 38 und beim Goldregenpfeifer 18 WP-Saisons. Als Grundlage für die Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer für die Artengruppe Limikolen dienten 41 WP-Saisons, dazu wurden die für Kiebitz und Goldregenpfeifer genutzten WP-Saisons aggregiert. Diese Auswahl beinhaltet auch die WP-Saisons, in denen Kollisionsopfer anderer Limikolenarten gefunden wurden (Alpenstrandläufer, Großer Brachvogel, Bekassine). Die Anzahl der WP-Saisons und damit auch die Summe untersuchter WEA auf denen die Kollisionsopferschätzungen basieren ist in Tab. 3.8 angegeben.

Die WEA-Tage (n) errechnen sich als Produkt aus der Anzahl Tage in 12 Wochen (84 Tage; Dauer einer WP-Saison) und der Summe der in den entsprechenden WP-Saisons untersuchten/abgesuchten WEA (n).

3.2.10 Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer ausgewählter Arten in Norddeutschland

In Kap. 3.2.8 wird die Methodik der Schätzung der Anzahl der Kollisionsopfer an den abgesuchten WEA in den untersuchten WP mit Hilfe von einfachen Mixture-Modellen erläutert. In diesem Kapitel werden die Ergebnisse (Modell, geschätzte Modellparameter, MCMC-Simulationen) genutzt, um für ausgewählte Arten die Anzahl Kollisionsopfer für den Zeitraum von 12 Wochen im Projektgebiet von PROGRESS abzuschätzen. Als Basis diente dabei ein einfaches Mixture-Modell mit einem einfachen, linearen Effekt des Rotordurchmessers.

Dazu wurden Angaben zur räumlichen Verteilung und Anlagenspezifika von WEA in Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg zusammengestellt.

Quellen:

Niedersachsen:

Quelle: Amt für regionale Landesentwicklung Lüneburg Raumordnung und Landesplanung (zugeschickt von Herrn Panebianco). Stand: 12.06.2015.

Schleswig-Holstein:

Quelle: LLUR (zugeschickt von Herrn Thiel)

Stand: 06.05.2015.

Mecklenburg-Vorpommern:

Quelle: <https://www.umweltkarten.mv-regierung.de/atlas/script/index.php>

Stand: 24.06.2015.

Brandenburg:

Quelle: <http://www.metaver.de/trefferanzeige?cmd=doShowDocument&docuuid=45C506E5-3E9D-4DE2-9073-C3DB636CE7CF&plugid=/ingrid-group:dsc-BB>

Stand: 30.03.2015.

Diese Daten für die einzelnen Bundesländer wurden von verschiedenen Institutionen zur Verfügung gestellt und sind unterschiedlich aktuell WEA, welche weniger als 1.000 m auseinander stehen, wurden zu WP zusammengefasst (Tab. 3.7). Da die zur Verfügung gestellten Datengrundlagen bezüglich der Typenbezeichnung der WEA und der Anlagenspezifika (Gesamthöhe, Nabenhöhe, Rotordurchmesser) teilweise unvollständig waren, wurden die Anlagenspezifika soweit möglich auf Basis der angegebenen Typenbezeichnung vervollständigt. Soweit nicht direkt angegeben, wurden der Rotordurchmesser mit Hilfe der Naben- und Gesamthöhe der WEA berechnet. Für jeden WP wurde aus den zur Verfügung stehenden Daten ein mittlerer Rotordurchmesser je WP errechnet. War dieses Vorgehen aufgrund des Fehlens der Typenbezeichnung der WEA nicht möglich, wurde für den entsprechenden WP der mittlere Rotordurchmesser des jeweiligen Bundeslandes eingesetzt (errechnet aus den Daten entsprechend Quellen in Tab. 3.7).

Für die Extrapolation wurden die Kollisionsraten aus dem in Kap. 3.2.8 beschriebenen Modell auf 1.761 WP (Tab. 3.7) angewendet. Dabei sind 75 der 80 untersuchten WP Teil der 1.761 neuen WP. Fünf der 80 WP sind im neuen (umfassenden) Datensatz nicht enthalten, weil sie in Nordrhein-

Westfalen und damit außerhalb des Untersuchungsgebiets liegen, oder weil sie nicht mehr existieren.

Für die 75 WP, aus denen Kollisionsopferdaten vorhanden sind, wurden die im Modell geschätzten windparkspezifischen mittleren Kollisionsraten pro Anlage verwendet. Für die restlichen WP wurden die geschätzten Modellparameter zusammen mit den Daten zu den Anzahl Anlagen pro WP und den Rotordurchmessern genutzt, um die erwartete mittlere Kollisionsrate pro WEA, λ_i , zu berechnen. Der Index i bezeichnet den WP. Der Rotordurchmesser wurde vor der Berechnung so transformiert, wie er für die Modellanpassung verwendet wurde, d. h. wir zogen den Mittelwert der 80 untersuchten WP ab und teilten durch deren Standardabweichung:

$$\text{rotor.z}_i = (\text{rotor}_i - 75.2)/17.4$$

Danach wurde die Transformation in orthogonale Polynome 3. Grades durchgeführt, analog wie sie für die untersuchten 80 WP angewendet worden war (mit der Funktion `poly`). Dazu wurde die R-Funktion `predict` verwendet, mit welcher aus dem genannten `poly`-Objekt das erste orthogonale Polynom für die 1.761 neuen WP, rotor.l_i , berechnet wurde. Aus den transformierten Rotordurchmessern errechnet sich die erwartete mittlere Kollisionsrate pro Anlage wie folgt:

$$\log(\lambda_i) = -2.42 - 0.52 \text{ rotor.l}_i + \beta_i$$

Der Achsenabschnitt (-2.42) und die Steigung (-0.52) sind Mittelwerte der Posteriorverteilung dieser Modellparameter. Der Übersichtlichkeit wegen stellen wir hier nur die Mittelwerte dar. Die Standardabweichungen für den Achsenabschnitt und die Steigung betragen 0.48 und 2.67. Die Berechnung wurde aber 10.000 Mal wiederholt und dabei jeweils je ein zufälliges Set von Modellparametern aus deren gemeinsamen Posteriorverteilung verwendet. Somit erhielten wir am Schluss 10.000 verschiedene Werte für die hochgerechnete Zahl Kollisionsopfer an den 1.761 WP. Die Verteilung der 10.000 Werte entspricht der Posteriorverteilung der Kollisionsopferzahl. Das bedeutet, dass die Streuung der Werte die statistische Unsicherheit der Schätzung zeigt.

Die β_i Werte sind die parkspezifischen Abweichungen im Logarithmus der Kollisionsrate pro Anlage. Hier setzten wir für die 75 in Brandenburg untersuchten WP die im Modell geschätzten Werte ein. Sie haben einen Mittelwert von 0 und streuen von -0,25 bis 0,86. Für die neuen WP, aus denen keine Information über β_i vorlagen, verwendeten wir für jeden Park eine eigene Zufallszahl aus der Normalverteilung $\beta_i \sim \text{Norm}(0/0,75)$. Die 0,75 sind wiederum der Mittelwert der Posteriorverteilung der Standardabweichung. In den Berechnungen haben wir für jede Simulation eine neue Zufallszahl aus dieser Posteriorverteilung der Standardabweichung verwendet.

Die parkspezifische mittlere Kollisionsrate pro WEA, λ_i , wurde mit der Anzahl WEA pro WP, n_{WEA_i} , multipliziert, um die mittlere erwartete Kollisionsrate pro WP zu erhalten, $\mu_i = \lambda_i * n_i$.

Um die Kollisionszahlen pro WP zu erhalten, wurde für jeden WP (und für jeden WP 10.000 mal) eine Zufallszahl aus der Poissonverteilung mit dem Erwartungswert μ_i , $N_i \sim \text{Poisson}(\mu)$ gezogen. Diese Kollisionszahlen pro Park wurden zuletzt summiert, um die Gesamtzahl im Untersuchungsgebiet während der Untersuchungsperiode verunglückte Vögel zu erhalten. Die 10.000 verschiedenen Werte für N werden als "posterior predictive" Verteilung bezeichnet. Sie zeigen, welche Kollisionsopferzahlen aufgrund des Modells zu erwarten sind.

Von den 10.000 Werten für N wurde das 1 %, 2,5 %, 50 % (Median), 97,5 % und 99 % Quantil verwendet, um die Information über die Kollisionsopferzahl zu beschreiben. Zudem wurde berechnet, mit welcher Sicherheit die Kollisionsopferzahl eine gewisse Anzahl über oder unterschritten hat.

Für die Arten Mäusebussard, Ringeltaube und Stockente und die Artengruppe „Möwen“ basieren die oben beschriebenen Schätzungen auf derselben Grundlage. Für die Artengruppe der „Limikolen“ wurden für Extrapolation Synchronzählungen der Arten in Norddeutschland ausgewertet und küstennahe WP ausgewählt (KRÜGER & LUDWIG 2009, OAG SH 2014).

Tab. 3.7 Datengrundlage für die Abschätzung der Anzahl Kollisionsopfer im Projektgebiet von PROGRESS. Für die Bundesländer Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg sind die Anzahl WP [n] und die Anzahl der WEA [n], die Aktualität der Daten, sowie die Quellen der Daten angegeben.

| Bundesland | Datenstand | WP [n] | WEA [n] | Quelle |
|------------------------|------------|--------|---------|--|
| Niedersachsen | 2014 | 986 | 5.625 | Amt für regionale Landesentwicklung Lüneburg Raumordnung und Landesplanung |
| Schleswig-Holstein | 2015 | 282 | 2.613 | LLUR Schleswig-Holstein |
| Mecklenburg-Vorpommern | 2011 | 203 | 1.321 | LUNG Mecklenburg-Vorpommern |
| Brandenburg | 2015 | 290 | 3.282 | LUGV Brandenburg (LIS-A-Datenbank) |

3.3 Ergebnisse

3.3.1 Kovariablen

Keine der betrachteten Kovariablen (lineare, quadratische und/oder kubische Effekten der Gesamthöhe der WEA, des Rotordurchmessers, der normierten Flugaktivität) hatte einen signifikanten Effekt auf die Anzahl der geschätzten Kollisionsopfer, d. h. das Kreditabilitätsintervall (a1_lwr und a2_upr der Tab. 3.8) der Posteriorverteilungen der entsprechenden Modellparameter beinhaltete immer auch die Null (Tab. 3.8). Die Ergebnisse der Kollisionsopferschätzung für die verschiedenen Arten und Artengruppen basiert auf Modellen dessen einziger Prädiktor der Rotordurchmesser ist. Es konnte bei keiner Art oder Artengruppe ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Rotordurchmesser und der Kollisionsrate festgestellt werden, da das Kreditabilitätsintervall (a1_lwr, a1_upr) der Schätzung für den Effekt des Rotordurchmessers in allen Fällen die Null einschließt (Tab. 3.8). Auch eine einheitliche Tendenz zwischen den Arten und Artengruppen, im dem Sinne, dass die Kollisionsrate mit zunehmendem Rotordurchmesser zu- oder abnimmt (Vorzeichen von a1 für alle Arten und Artengruppen positiv oder negativ), konnte nicht festgestellt werden. Nur bei 3 von 11 Arten und Artengruppen (Rotmilan, Turmfalke, Star) war das Vorzeichen der Mittelwerte der Posteriorverteilungen - des Modellparameters a1 (Effekt des Rotordurchmessers) positiv.

Tab. 3.8 Parameter Schätzer (Mittelwert mit 95% Kreditabilitätsintervall) für das Modell mit dem Rotor-durchmesser als einzigem Prädiktor für verschiedene Arten und Artengruppen. Außerdem angegeben sind die die Anzahl WP-Saisons [n], die Summe der untersuchten WEA über alle WP-Saisons (WEA[n]) und die Anzahl gefundener und gewerteter Funde [n].

| Art oder Artengruppe | WP [n] | WEA [n] | Intercept a0 | a0_lwr | a0_upr | Rotor a1 | a1_lwr | a1_upr | Funde [n] |
|----------------------|--------|---------|--------------|--------|--------|----------|--------|--------|-----------|
| Mäusebussard | 55 | 568 | -2,41 | -3,50 | -1,65 | -0,53 | -5,82 | 4,68 | 12 |
| Turmfalke | 55 | 568 | -3,52 | -5,01 | -2,45 | 1,91 | -4,92 | 8,63 | 3 |
| Kiebitz | 38 | 408 | -2,10 | -3,33 | -1,29 | -0,38 | -5,24 | 4,36 | 9 |
| Goldregenpfeifer | 18 | 189 | -2,23 | -3,98 | -1,12 | -0,19 | -4,87 | 4,37 | 5 |
| Rotmilan | 29 | 284 | -3,68 | -6,44 | -2,04 | 1,45 | -5,05 | 8,17 | 3 |
| Feldlerche | 55 | 568 | -2,48 | -4,52 | -1,05 | -0,43 | -7,24 | 6,21 | 9 |
| Star | 55 | 568 | -1,46 | -2,53 | -0,70 | 1,83 | -3,46 | 7,01 | 9 |
| Möwen | 55 | 568 | -2,07 | -3,02 | -1,40 | -2,38 | -6,97 | 2,19 | 15 |
| Limikolen | 41 | 437 | -2,27 | -3,80 | -1,24 | -0,32 | -5,48 | 4,65 | 16 |
| Ringeltaube | 55 | 568 | -1,91 | -2,61 | -1,34 | -1,28 | -5,67 | 3,14 | 14 |
| Stockente | 55 | 568 | -2,08 | -3,06 | -1,39 | -0,98 | -5,80 | 3,73 | 22 |

Für die Zielarten Mäusebussard und Goldregenpfeifer wurden außerdem Modelle angepasst, welche die normierte Flugaktivität in der Rotorzone als einfachen, linearen Prädiktor enthielten (Kap. 5.3). Diese Modelle dienten zum Testen der Annahme, dass die Anzahl Kollisionsopfer mit zunehmender Flugaktivität zunimmt. Ein signifikanter Effekt konnte weder für den Mäusebussard noch für den Goldregenpfeifer nachgewiesen werden, was daran zu erkennen ist, dass das Kreditabilitätsintervall (a1_lwr, a1_upr in der Tab. 3.9) die Null einschließt.

Tab. 3.9 Parameter Schätzer (Mittelwert mit 95% Kreditabilitätsintervall) für die Flugaktivitäts-Modelle für Mäusebussard und Goldregenpfeifer. Außerdem angegeben sind die Anzahl WP-Saisons [n], die Summe der untersuchten WEA über alle WP-Saisons [n] und die Anzahl gefundener und gewerteter Kollisionsopfer (Funde [n]).

| Art | WP [n] | WEA [n] | Intercept a0 | a0_lwr | a0_upr | Flug-aktivität a1 | a1_lwr | a1_upr | Funde [n] |
|------------------|--------|---------|--------------|----------|----------|-------------------|----------|---------|-----------|
| Mäusebussard | 55 | 568 | -2,40641 | -3,53023 | -1,65055 | 1,0124 | -3,87074 | 5,56386 | 12 |
| Goldregenpfeifer | 18 | 189 | -2,20883 | -3,89577 | -1,11747 | 0,9453 | -4,61054 | 5,85981 | 5 |

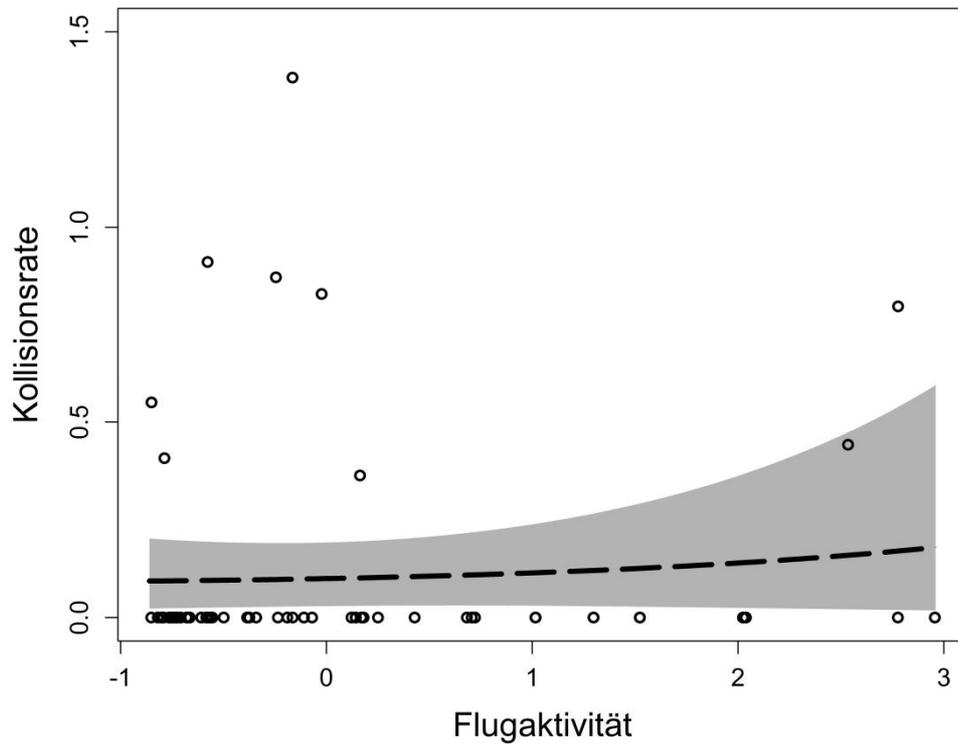


Abb. 3.8 Kollisionsrate (Anzahl Kollisionen pro WEA und 12 Wochen) des Mäusebussards in Abhängigkeit von der normierten Flugaktivität. Als Maß für die Flugaktivität wurden die registrierten Flugminuten (Sekunden*Anzahl Individuen; Mittelwert je WP-Saison) auf Rotorhöhe verwendet (z-transformiert), welche bezüglich der sichtbaren Fläche und Beobachtungsaufwand am Vantage-Point (Kap. 4) normiert wurden. Dargestellt sind die Modellvorhersage (unterbrochene Linie) mit 95 % Kreditivitätsintervall (grau schattiert) und die gefundenen Kollisionsopfer (Kreise) in Form eines einfachen Schätzers (Anzahl gefundener Kollisionsopfer $[n]$ / Detektionswahrscheinlichkeit p / Anzahl abgesuchter WEA $[n]$); (HUSO 2010, HUSO et al. 2012).

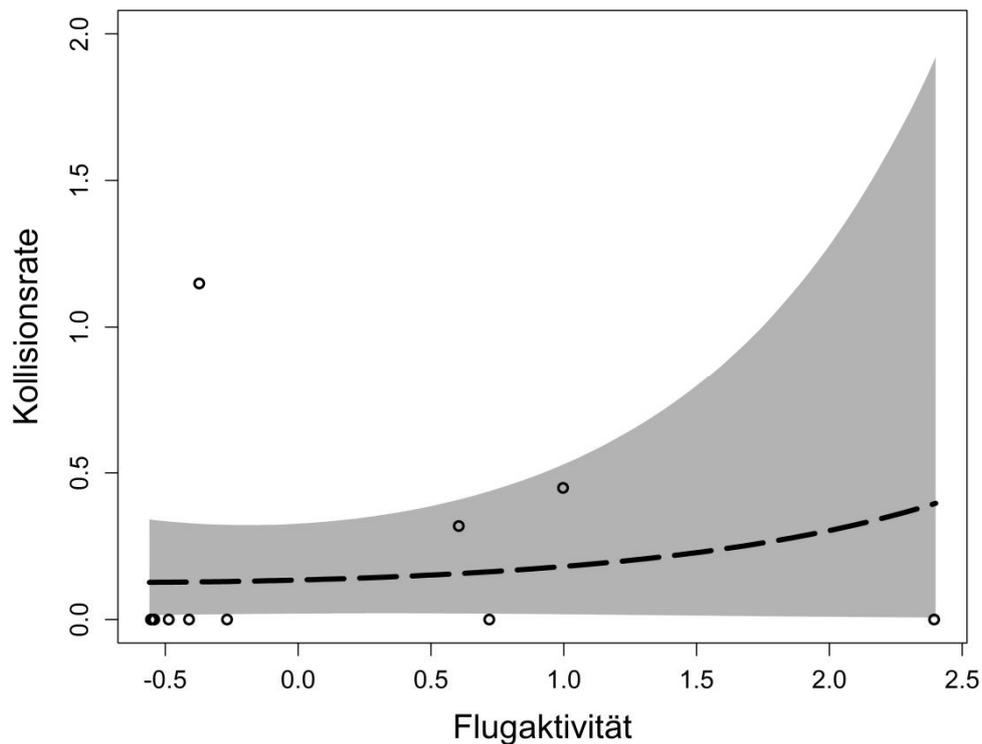


Abb. 3.9 Kollisionsrate (Anzahl Kollisionen pro WEA und 12 Wochen) des Goldregenpfeifers in Abhängigkeit von der normierten Flugaktivität. Als Maß für die Flugaktivität wurden die registrierten Flugminuten (Sekunden*Anzahl Individuen; Mittelwert je WP-Saison) auf Rotorhöhe verwendet (z-transformiert), welche bezüglich der sichtbaren Fläche und Beobachtungsaufwand am Vantage-Point (Kap. 4) normiert wurden. Dargestellt sind die Modellvorhersage (unterbrochene Linie) mit 95 % Kreditivitätsintervall (grau schattiert) und die gefundenen Kollisionsopfer (Kreise) in Form eines einfachen Schätzers (Anzahl gefundener Kollisionsopfer $[n]$ / Detektionswahrscheinlichkeit p / Anzahl abgesuchter WEA $[n]$; HUSO 2010, HUSO et al. 2012).

3.3.2 Kollisionsopferschätzung für untersuchte WEA

Die in Tab. 3.10 dargestellten Ergebnisse der Kollisionsopferschätzung beziehen sich auf den Zeitraum von 12 Wochen und die abgesuchten WEA in den untersuchten WP.

Für alle betrachteten Arten und Artengruppen wurde dasselbe Mixture-Modell verwendet, welches nur den Rotordurchmesser als Prädiktor enthält. Die Anzahl geschätzter Kollisionsopfer an den abgesuchten WEA in bearbeiteten WP für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen ist für die einzelnen Arten und Artengruppen in den Abb. 3.10bis Abb. 3.20 zu finden.

Tab. 3.10 Kollisionsofferschätzung für verschiedene Vogelarten und Artengruppen. Angeben sind die Vogelart bzw. die Artengruppe, die Anzahl gefundener und gewerteter Kollisionsoffer, die mittlere Kollisionsofferzahl pro WEA mit oberem und unterem Kreditabilitätsintervall für den Zeitraum von 12 Wochen, die Anzahl Kollisionsoffer summiert über alle WP-Saisons mit unterem und oberem Kreditabilitätsintervall), die Zwischen-Windparkvarianz mit unterem und oberem Kreditabilitätsintervall, die Anzahl der je Vogelart untersuchten WEA und WP-Saisons.

| Vogelart | Funde [n] | mittlere Schlagate pro Turbine | untere | obere |
|------------------|------------|--|--------|--------|
| Feldlerche | 9 | 0,1164 | 0,0109 | 0,3516 |
| Star | 9 | 0,2563 | 0,0798 | 0,4946 |
| Stockente | 22 | 0,1355 | 0,0471 | 0,2502 |
| Möwen | 15 | 0,1362 | 0,0487 | 0,2460 |
| Ringeltaube | 14 | 0,1560 | 0,0737 | 0,2624 |
| Limikolen | 16 | 0,1240 | 0,0224 | 0,2881 |
| Mäusebussard | 12 | 0,0997 | 0,0302 | 0,1925 |
| Kiebitz | 9 | 0,1374 | 0,0358 | 0,2748 |
| Goldregenpfeifer | 5 | 0,1329 | 0,0187 | 0,3275 |
| Rotmilan | 3 | 0,0401 | 0,0016 | 0,0129 |
| Turmfalke | 3 | 0,0356 | 0,0066 | 0,0860 |
| | | | | |
| | | | | |
| Vogelart | Anzahl WEA | mittlere Summe geschätzter Kollisionsoffer | untere | obere |
| Feldlerche | 568 | 291 | 124 | 554 |
| Star | 568 | 185 | 88 | 324 |
| Stockente | 568 | 116 | 72 | 180 |
| Möwen | 568 | 102 | 60 | 158 |
| Ringeltaube | 568 | 101 | 58 | 157 |
| Limikolen | 437 | 99 | 54 | 167 |
| Mäusebussard | 568 | 76 | 42 | 124 |
| Kiebitz | 408 | 70 | 34 | 122 |
| Goldregenpfeifer | 189 | 34 | 13 | 70 |
| Rotmilan | 284 | 26 | 7 | 61 |
| Turmfalke | 568 | 25 | 7 | 54 |
| | | | | |
| | | | | |
| Vogelart | WP-Saisons | mittlere Zwischen-Windparkvarianz | untere | obere |
| Feldlerche | 55 | 2,0175 | 0,5632 | 3,5669 |
| Star | 55 | 0,6125 | 0,0247 | 1,6945 |
| Stockente | 55 | 0,8684 | 0,1008 | 1,7643 |
| Möwen | 55 | 0,6255 | 0,0293 | 1,5633 |
| Ringeltaube | 55 | 0,3776 | 0,0146 | 1,0843 |
| Limikolen | 41 | 1,2120 | 0,2864 | 2,4196 |
| Mäusebussard | 55 | 0,7370 | 0,0406 | 1,7382 |
| Kiebitz | 38 | 0,6303 | 0,0263 | 1,7269 |
| Goldregenpfeifer | 18 | 0,8689 | 0,0407 | 2,3713 |
| Rotmilan | 29 | 1,5186 | 0,0793 | 3,6325 |
| Turmfalke | 55 | 0,5519 | 0,0204 | 1,7045 |

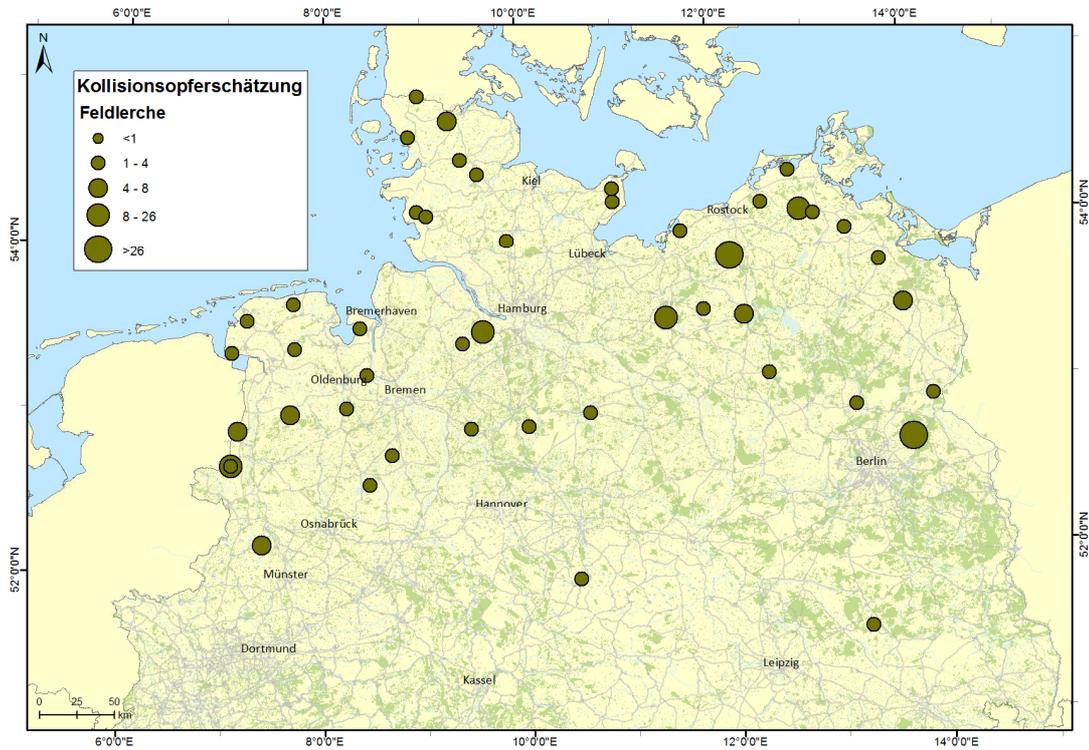


Abb. 3.10 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Feldlerchen.

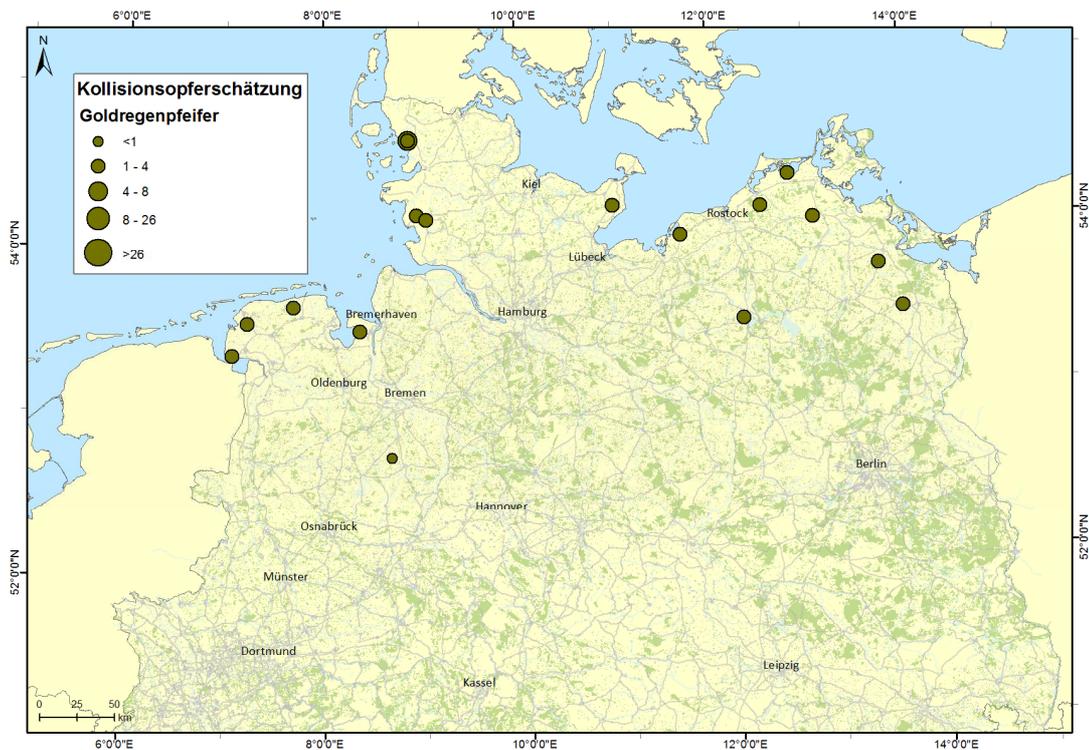


Abb. 3.11 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Goldregenpfeifer.

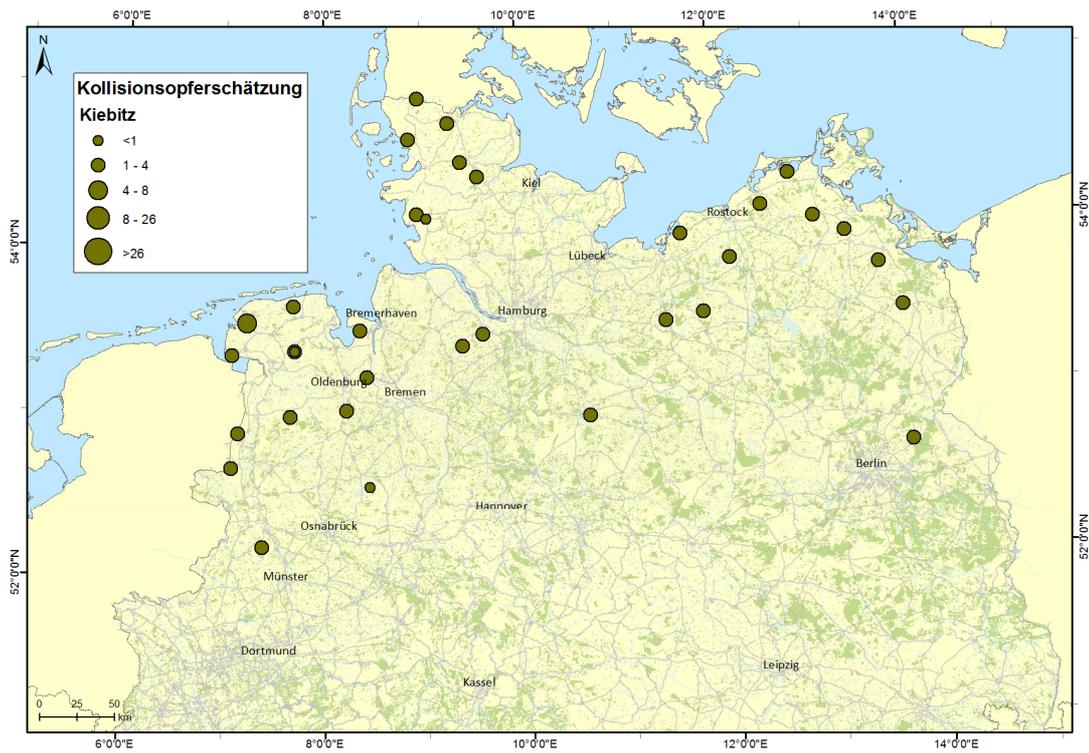


Abb. 3.12 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Kiebitz.

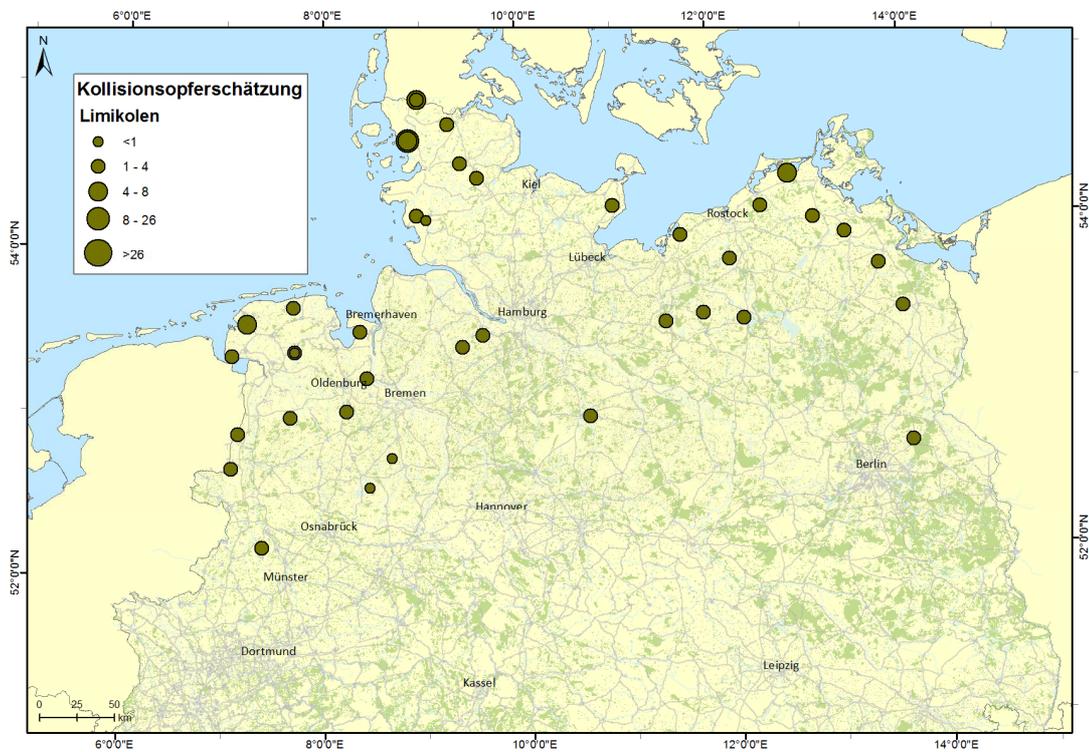


Abb. 3.13 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Limikolen.

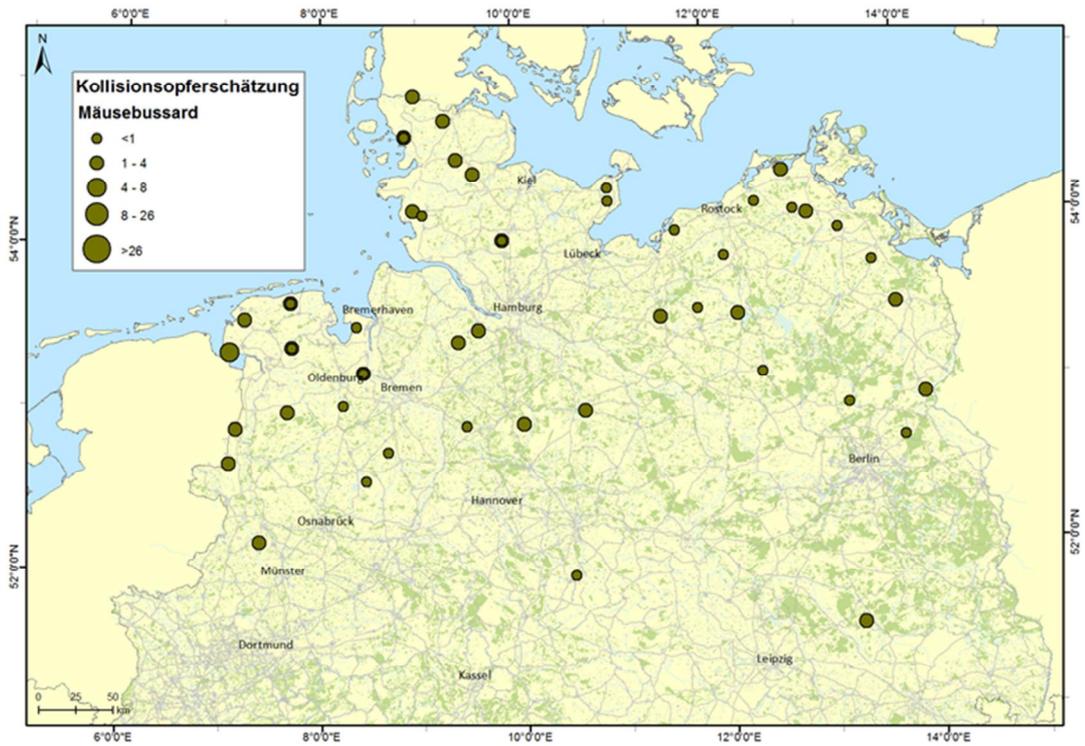


Abb. 3.14 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Mäusebussarde.

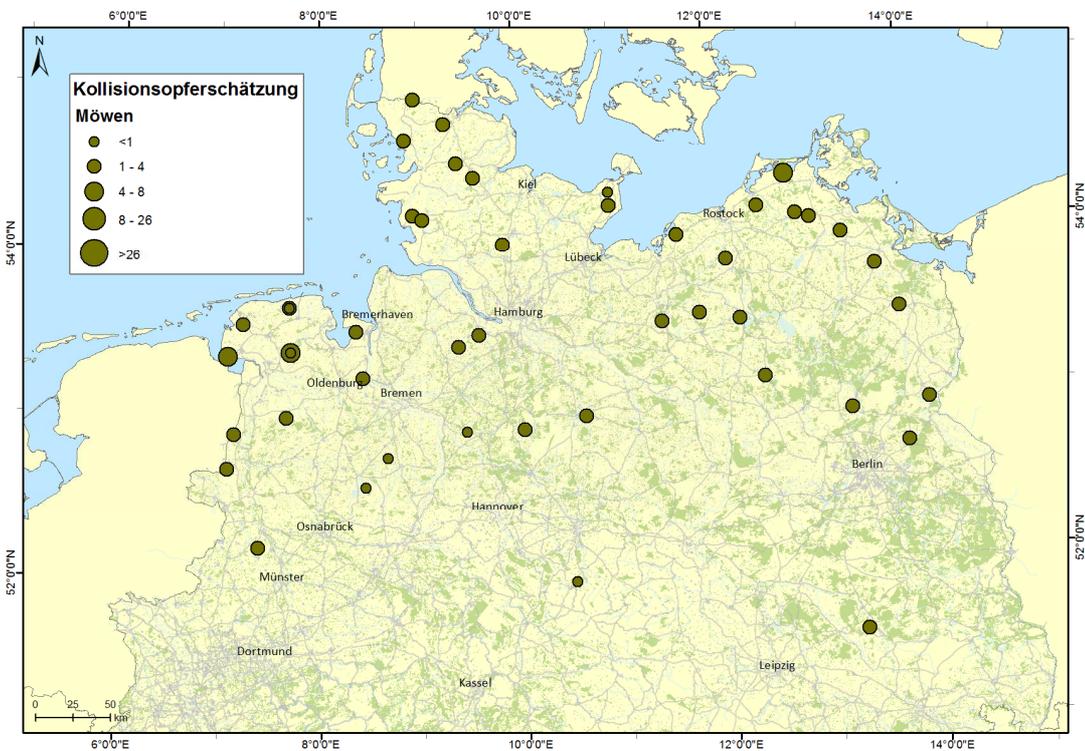


Abb. 3.15 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Möwen.

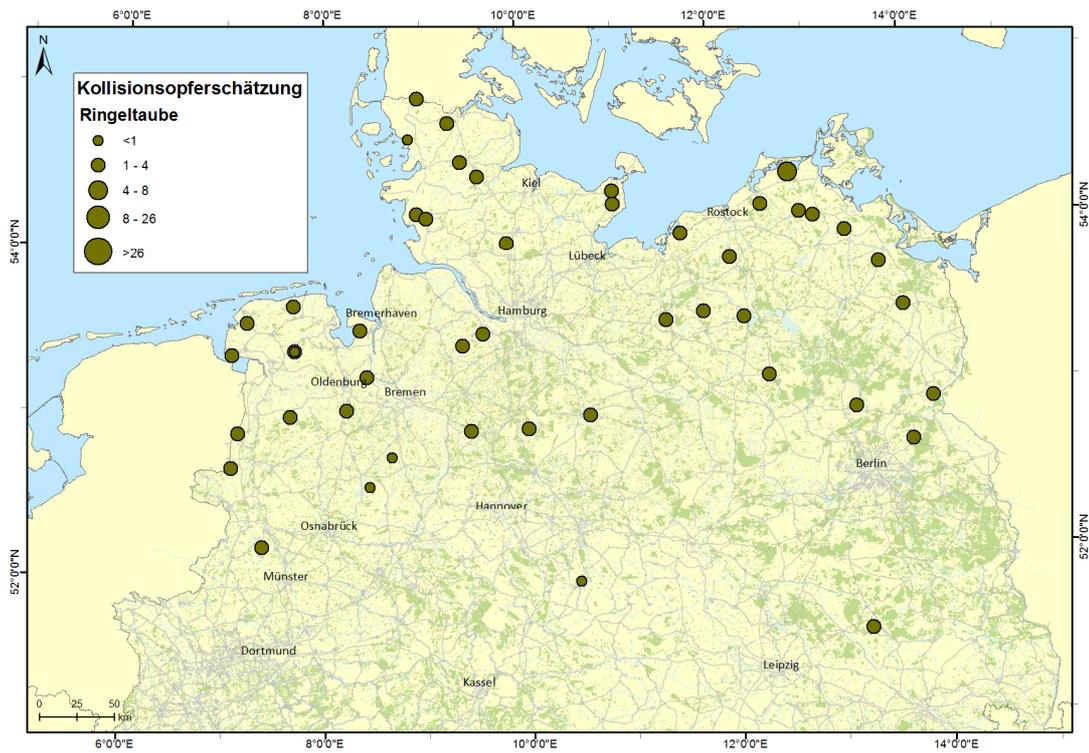


Abb. 3.16 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Ringeltauben.

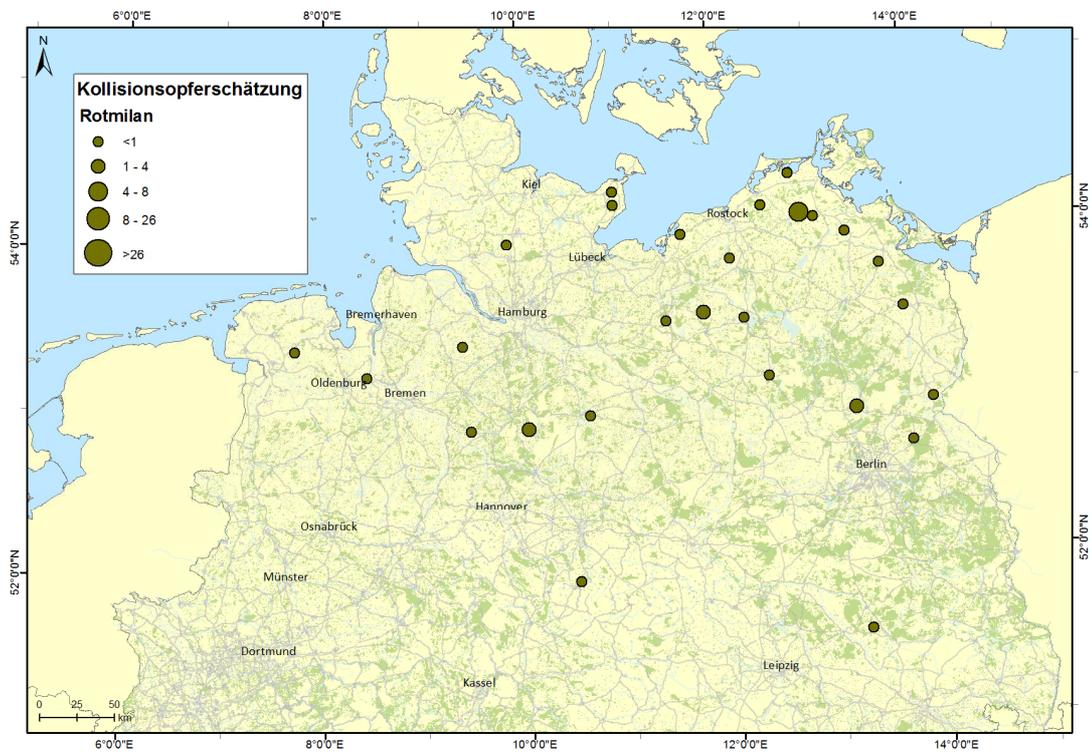


Abb. 3.17 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Rotmilane.

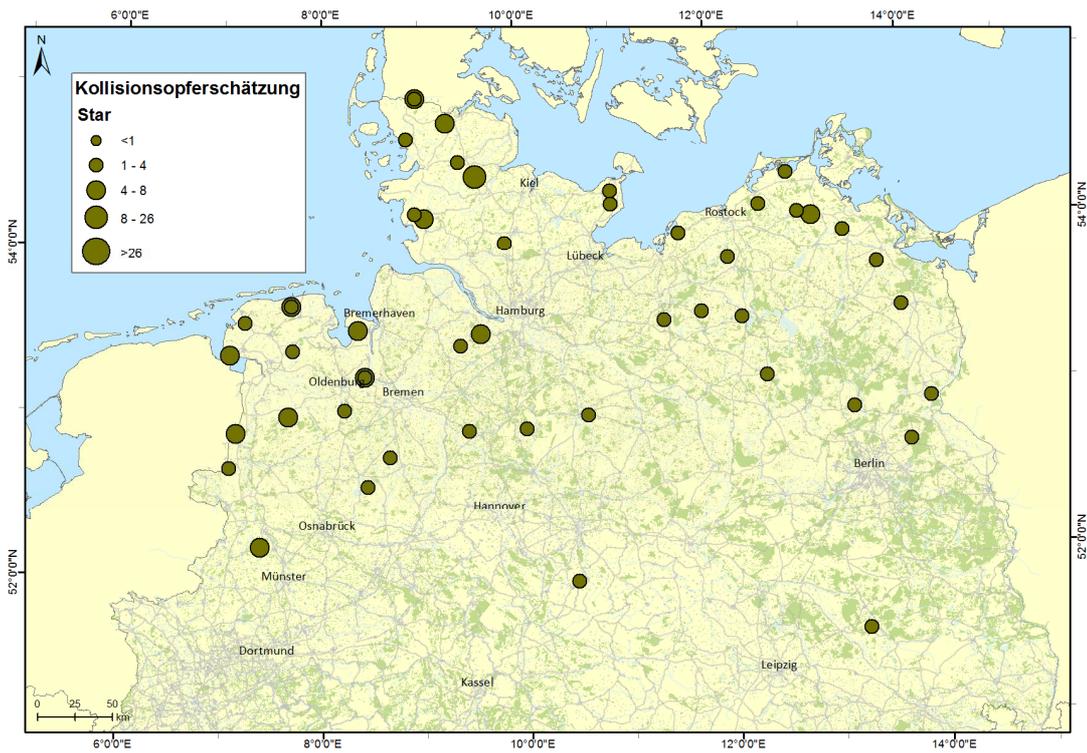


Abb. 3.18 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Stare.

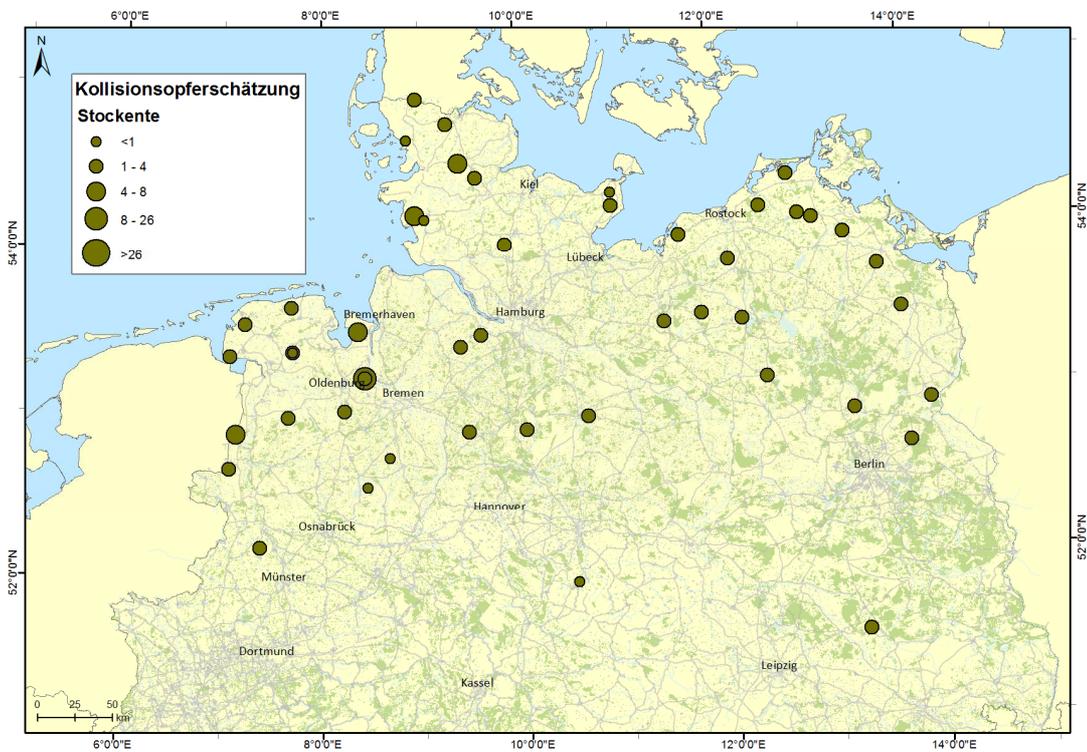


Abb. 3.19 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Stockenten.

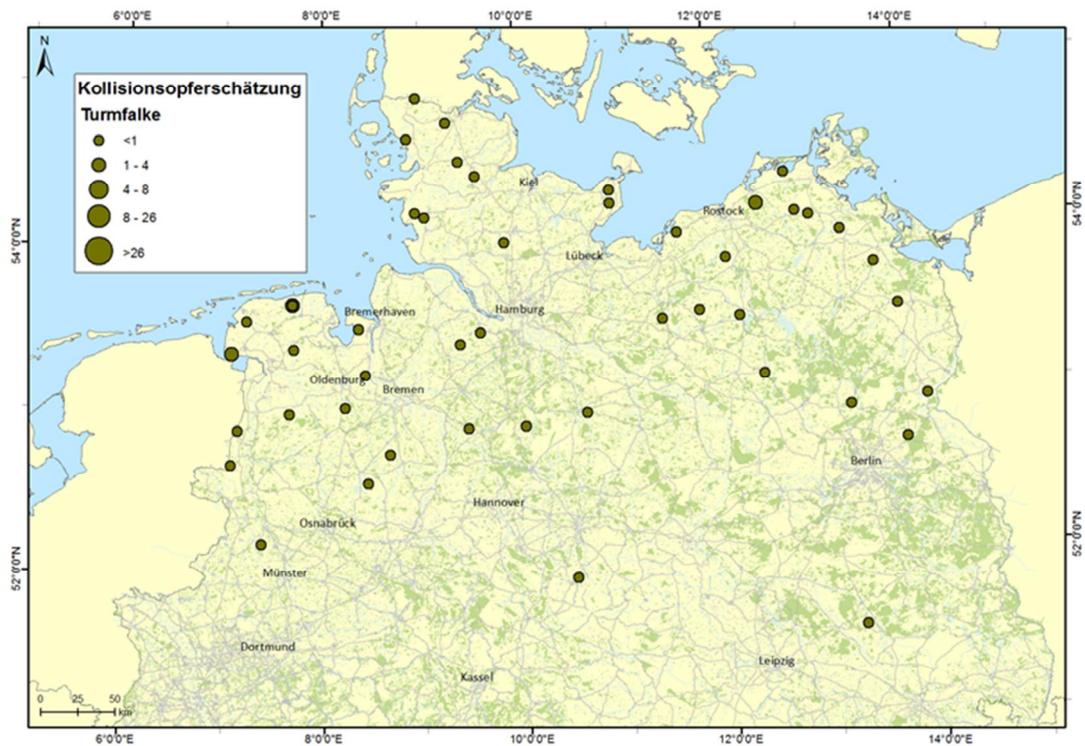


Abb. 3.20 Geschätzte Anzahl und Verteilung (Median der Posteriorverteilung) der in den untersuchten WP kollidierten Turmfalke.

3.3.3 Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer im Projektgebiet von PROGRESS

Die Ergebnisse der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer im Projektgebiet von PROGRESS für den Zeitraum von 12 Wochen ist für die Arten Mäusebussard, Ringeltaube und Stockente, sowie für die Artengruppen Möwen und Limikolen in Tab. 3.11 dargestellt. Diese sind wie folgt zu lesen: Beispielsweise betragen das 1 % und das 99 % Quantil der Posteriorverteilung der Schätzung zum Mäusebussard 813 und 4.302. Das bedeutet, man kann mit 98 %iger Sicherheit sagen, dass die tatsächliche Kollisionsopferzahl an den 1.761 WP während dem Untersuchungszeitraums zwischen 813 und 4.302 gelegen hat (gegeben die Modellannahmen). Mit 95 %iger Sicherheit lag sie zwischen 915 und 3.627. Der Median der Posteriorverteilung betrug 1.815 Kollisionsopfer. Neben der Tab. 3.11 sind die Ergebnisse der Schätzung auch graphisch in den Abb. 3.21 bis Abb. 3.25 dargestellt. Wieder am Beispiel des Mäusebussard ist die Abb. 3.24 wie folgt zu lesen: die Anzahl kollidierter Mäusebussard lag mit hoher Wahrscheinlichkeit über 1.000, jedoch auch mit hoher Wahrscheinlichkeit unter 2.500 Individuen.

Tab. 3.11 Übersicht über die geschätzte Anzahl Kollisionsoffer im Projektgebiet von PROGRESS im Zeitraum von 12 Wochen. Angegeben sind die Arten und Artengruppen mit dem 1 %, 2,5 %, 50 % (Median), 97,5 % und 99 % Quantil der geschätzten Anzahl kollidierter Individuen.

| Art | Quantile | | | | Median |
|--------------|----------|-------|-------|-------|--------|
| | 1,0% | 2,5% | 50,0% | 97,5% | 99,0% |
| Stockente | 1.400 | 1.542 | 2.733 | 5.572 | 7.047 |
| Möwen | 1.235 | 1.408 | 2.584 | 4.786 | 5.837 |
| Ringeltaube | 1.181 | 1.343 | 2.393 | 4.122 | 4.532 |
| Mäusebussard | 813 | 915 | 1.815 | 3.627 | 4.302 |
| Limikolen | 412 | 473 | 984 | 3.115 | 4.839 |

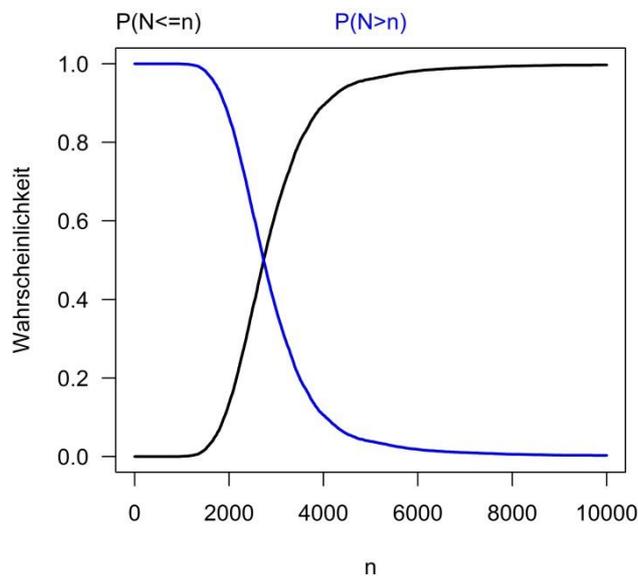


Abb. 3.21 Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierter Stockenten (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierter Stockenten, x -Achse) gelegen hat.

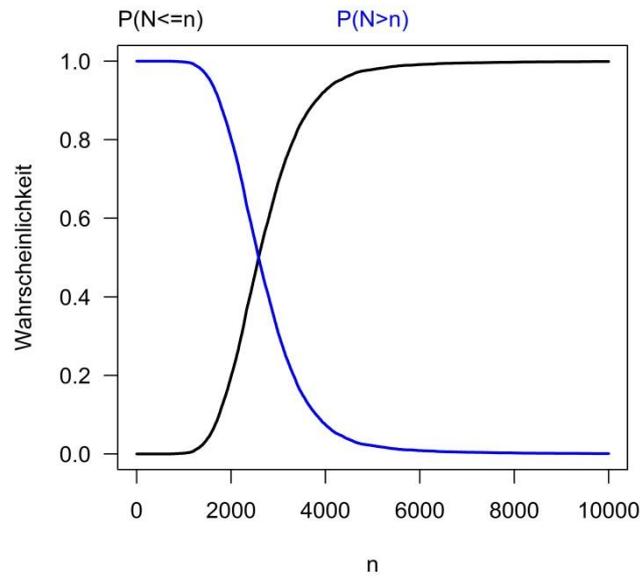


Abb. 3.22 Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierter Möwen (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierter Möwen, x -Achse) gelegen hat.

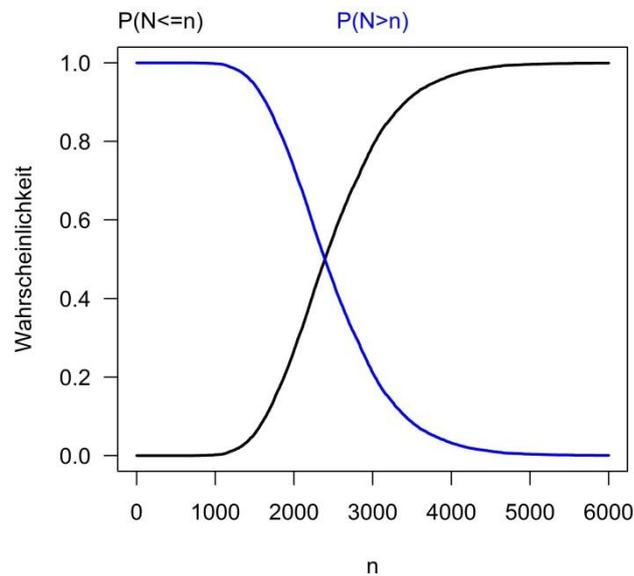


Abb. 3.23 Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierter Ringeltauben (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierter Ringeltauben, x -Achse) gelegen hat.

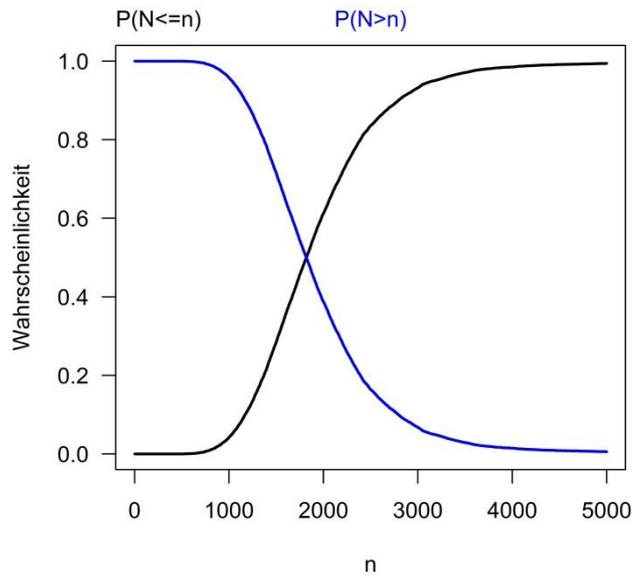


Abb. 3.24 Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierter Mäusebussard (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierter Mäusebussarde, x -Achse) gelegen hat.

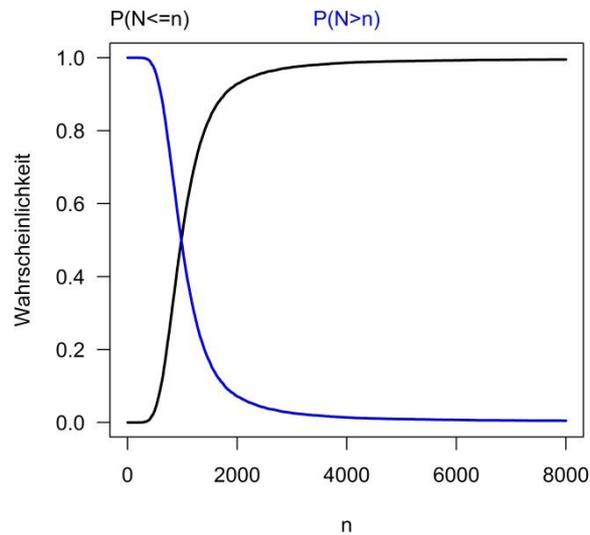


Abb. 3.25 Posterior Wahrscheinlichkeiten für die Hypothese, dass die wahre Anzahl kollidierter Limikolen (N) über (blau) beziehungsweise unter (schwarz) n (geschätzte Anzahl kollidierter Limikolen, x -Achse) gelegen hat.

3.4 Diskussion

3.4.1 Diskussion der Methodik der Schätzung

Welchen Einfluss haben einzelne Rechenschritte/ Korrekturfaktoren auf die Ergebnisse der Schätzungen?

Die Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer basiert auf der Anzahl gefundener Kollisionsopfer, welche mit Hilfe verschiedener „Korrekturfaktoren“ wie Anteil abgesuchter Fläche, Verbleiberate, Sucheffizienz, der erwarteten Verteilung von Kollisionsopfern mit zunehmender Entfernung von der WEA und dem Anteil Kollisionsopfer außerhalb des Suchkreises korrigiert werden. Diese „Korrekturfaktoren/Eingangsgrößen“ der Kollisionsopferschätzung tragen unterschiedlich stark zur Anzahl geschätzter Kollisionsopfer bei. Der Anteil abgesuchter Fläche (Mittelwert über alle 20 m-Distanzringe = 0,33) im Suchkreis je Distanzring ist aufgrund des gewählten Transekt- bzw. Suchdesigns eher niedrig. Gleichzeitig fand durch das gewählte Transekt- bzw. Suchdesign ein höherer prozentualer Suchaufwand nahe der jeweiligen WEA statt (Abb. 3.1). Diese Verteilung des Suchaufwandes wird mit der erwarteten Verteilung der Kollisionsopfer in Abhängigkeit zur Entfernung von der WEA im Rahmen der Kollisionsopferschätzung kombiniert. Letztere Verteilung wurde nach Beendigung der Feldarbeiten von PROGRESS wie im Kap. 3.2.3 beschrieben geschätzt. Wie in den Abb. 3.4 und Abb. 3.5 (Kap. 3.2.4) zu erkennen, ist ein vergleichsweise hoher Anteil der Kollisionsopfer in größerer Entfernung zu WEA zu erwarten, d. h. es wurde vergleichsweise viel Suchaufwand in Distanzringe des Suchkreises gelegt, in denen eher wenige Kollisionsopfer zu erwarten sind bzw. umgekehrt, es wurde im Vergleich wenig in Distanzringen gesucht, in denen auf Basis des Modells ein höherer Anteil Kollisionsopfer zu erwarten ist. Bei zukünftigen Kollisionsopfersuchen sollte dieser Umstand Berücksichtigung finden, wodurch bei vergleichbarer Sucheffizienz und Verbleiberaten eine höhere Detektionswahrscheinlichkeit erreicht werden kann (vgl. NIERMANN et al. 2011).

Die im Rahmen von PROGRESS gefundenen täglichen Verbleiberaten basieren auf einer großen Anzahl ausgelegter Versuchsvögel (Kap. 3.2.2). Die Diversität der experimentell ausgelegten toten Vögel (Art, Größe, Farbe) entspricht der in Norddeutschland zu erwartenden Diversität von Kollisionsopfern. Vermutlich verschwinden Körper von für Prädatoren attraktiven Vogelarten (Wachtel) schneller als solche von weniger attraktiven Vogelarten (Greifvögel, Möwen, Seevögel).

Das Auslegen toter Eintagsküken (SCHICKER 1997) und Fasane (URQUHART et al. 2015) führt zu einer geringeren Verbleiberate durch häufigere Sekundärprädation als Wildvögel.

Da im Rahmen von PROGRESS jedoch auf eine gute Durchmischung der ausgelegten Vögel (hohe Artendiversität) in jedem untersuchten WP geachtet wurde, ist zu erwarten, dass die geschätzten täglichen Verbleiberaten je WP zwar immer noch eine Modellvorhersage darstellen, aber nach unserer Erwartung jedoch realistisch sind. Die hier beobachteten Verbleiberaten in Abhängigkeit von der Körpergröße und Gefiederfärbung der in der Kollisionsopferschätzung betrachteten Vogelarten sind recht hoch und führen dementsprechend nur zu einer geringen Korrektur im Rahmen der Kollisionsopferschätzung.

Gleiches gilt auch für die experimentell ermittelte Sucheffizienz je Vogel-Auffälligkeits- und Vegetationsklasse. Vermutlich wurde die Sucheffizienz aufgrund der Prüfungssituation der experimen-

tellen Suchen eher überschätzt (die Sucher sind langsamer/aufmerksamer als in Realität gelaufen). Auch hier bedeutet die hohe Sucheffizienz eine im Vergleich eher geringe Korrektur im Rahmen der Kollisionsopferschätzung. Daraus ergibt sich eine konservativere Schätzung der Kollisionsopfer, d. h. die Anzahl der Kollisionsopfer wird eher zu niedrig geschätzt.

Die in Kap. 2.5 dargestellte Schätzung des Anteils Kollisionsopfer außerhalb des Suchkreises stellt wohl nur eine grobe Näherung dar. Allerdings ist in Ermangelung von alternativen Herangehensweisen der hier gewählten Methodik der Kollisionsopfersuche (Stichwort: Suchkreis und Suchaufwand), das hier gewählte Vorgehen wohl die bestmögliche Herangehensweise. Alternativ hätte man den vorab definierten Suchkreis (Radius= Gesamthöhe der WEA) deutlich erweitern müssen (mindestens Faktor 2-3), was wiederum zu einer Erhöhung der Anzahl abzusuchender Distanzringe und auch zu einer deutlichen Erhöhung des zu leistenden Suchaufwandes führen würde (Zunahme der zur Suche zur Verfügung stehenden Fläche in Distanzringen mit Zunahme der Entfernung des Distanzringes zur WEA).

Bei der Kollisionsopferschätzung an den untersuchten WEA in den bearbeiteten WP wurden zu diesem Zweck aktuellste statistische Methoden angewendet (KORNER-NIEVERGELT et al. 2013). Die weiten 95 % Kreditivitätsintervalle der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer für die verschiedenen Arten und Artengruppen spiegeln die Unsicherheit der Schätzung wider, die aufgrund der eher geringen Detektionswahrscheinlichkeit (extensiver Ansatz mit vielen wenig intensiv abgesuchten WEA an vielen Standorten) und ohne die Verwendung von guten Prädiktoren (Kovariablen welche Variation zwischen WP erklären) zu erwarten war. Allerdings bietet der bei PROGRESS gewählte extensive Ansatz auch den Vorteil, dass viele WEA in vergleichsweise vielen WP in Norddeutschland untersucht werden konnten, so dass die Schätzungen für das Untersuchungsgebiet von PROGRESS vielleicht wenig präzise sind, aber dennoch einen Eindruck von der Größenordnung der zu erwartenden Anzahl von Kollisionsopfern vermitteln.

Die Abschätzungen für die Anzahl Kollisionsopfer von ausgewählten Arten im Projektgebiet von PROGRESS (Tab. 3.11) beinhalten eine Reihe von Unsicherheiten. Zunächst einmal ist die Datengrundlage für die Abschätzung (die Daten zu den vorhandenen WEA in den Bundesländern) teilweise unvollständig und nicht zwangsläufig den aktuellen Ausbaustand darstellen. Es handelt sich daher um eher konservative – und für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen robuste – Schätzungen. Für die Hochrechnung vom Untersuchungszeitraum auf ein ganzes Jahr (unter Einbeziehung nicht untersuchter Zeiträume) und auf das ganze Projektgebiet (unter Einbeziehung nicht untersuchter WEA) Jahr werden weitere Annahmen notwendig, die die Unsicherheit erhöhen.

3.4.2 Diskussion der Ergebnisse

3.4.2.1 Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer im Projektgebiet von PROGRESS pro Jahr

Die insgesamt geringen Fundhäufigkeiten erlauben bei elf Arten/Artengruppen eine Schätzung der Kollisionszahlen für die untersuchten WP und für fünf Arten/Artengruppen eine Schätzung für das gesamte Projektgebiet von PROGRESS. Unter den elf häufigeren Kollisionsopfern entfallen nach der Schätzung 71 % der Kollisionsopfer auf nur fünf Arten/Artengruppen: Arten Feldlerche, Star, Stockente, Möwen und Ringeltaube. Es ist bemerkenswert, dass auf diese Arten in der zentralen

Fundopferdatei der Vogelschutzwarte Brandenburg nur 28 % entfallen. Greifvögel, auf die in der zentralen Fundopferdatei 35 % entfallen, erreichen nach den PROGRESS-Daten nur 11 %. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit für systematische Untersuchungen unter Berücksichtigung von Untersuchungsaufwand und Erfassungsfehlern. Bei Zufallsfunden und unsystematischen Kontrollen erfolgt automatisch eine Gewichtung zu auffälligen Arten und zu Arten, bei denen die Meldebereitschaft aufgrund des öffentlichen Interesses höher ist.

Die Unsicherheit der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer bezogen auf die untersuchten WP nimmt zu (das 95 % Kreditabilitätsintervall wird bezogen auf den Mittelwert (n) größer), je weniger Kollisionsopfer gefunden werden. Erst ab etwa zehn Funden einer Art oder Artengruppe erreicht die relative Unsicherheit ein niedriges Niveau, welches auch bei zunehmender Fundzahl nicht weiter sinkt (Abb. 3.26; vgl. KORNER-NIEVERGELT et al. 2011). Daher werden im Folgenden von den insgesamt elf Arten und Artengruppen, für die eine windparkspezifische Kollisionshäufigkeit angegeben wurde, in fünf Fällen eine Schätzung für das gesamte PROGRESS-Gebiet vorgestellt. Dies sind die Arten und Artengruppen Ringeltaube, Stockente, Mäusebussard, Limikolen und Möwen. Für die z. T. in der Arktis brütenden Watvögel (Goldregenpfeifer, Großer Brachvogel, Alpenstandläufer, Mornellregenpfeifer) wurde mit einer Anwesenheitsdauer von sechs Monaten gerechnet, während bei den weiteren Arten eine ganzjährige Anwesenheit im Projektgebiet zugrunde gelegt wurde.

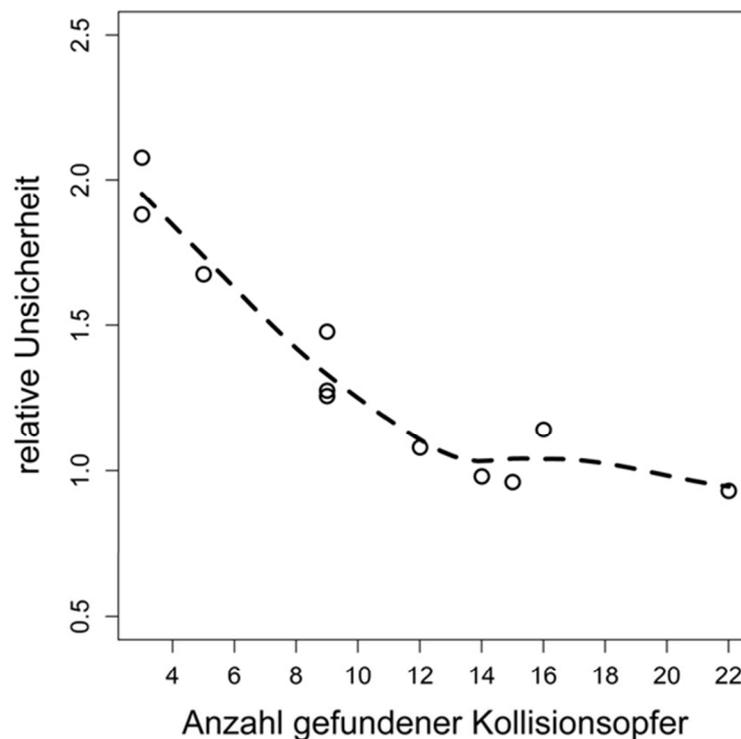


Abb. 3.26 Relative Unsicherheit der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer in Abhängigkeit von der Anzahl gefundener Kollisionsopfer. Gezeigt ist die Relative Unsicherheit der Schätzung der Anzahl Kollisionsopfer (obere Grenze des 95 %-Kreditabilitätsintervalls minus untere Grenze des 95 %-Kreditabilitätsintervalls geteilt durch die geschätzte Anzahl Kollisionsopfer), die Anzahl gefundener und gewerteter Kollisionsopfer (vgl. Tab. 3.10) und ein einfacher Loess-Glätter (unterbrochene Linie).

Tab. 3.12 *Extrapolation der Kollisionsofferzahlen auf das PROGRESS-Projektgebiet (12.841 WEA in 1.761 WP in NI, SH, MV und BB). Für Watvögel wurde der küstennahe Verbreitungsschwerpunkt Rechnung getragen indem küstennahe WEA für die Schätzung berücksichtigt wurden. Links: Median der hochgerechneten Anzahl von Kollisionen im Projektgebiet von fünf Arten/ Artengruppen mit dem Zeitbezug von 12 Wochen. Rechts: Hochrechnung des Medians auf die jährliche Anzahl von Kollisionen.*

| Art | Median | | | Hochrechnung des Medians auf ein Jahr |
|--------------|--------|-------|-------|---------------------------------------|
| | 2,5% | 50% | 97,5% | |
| Mäusebussard | 915 | 1.815 | 3.627 | 7.865 |
| Ringeltaube | 1.343 | 2.393 | 4.122 | 10.370 |
| Stockente | 1.542 | 2.733 | 5.572 | 11.843 |
| Möwen | 1.408 | 2.584 | 4.786 | 11.197 |
| Watvögel | 473 | 984 | 3.115 | 2.132 |

Die erhobene Datenlage lässt eine Schätzung für das gesamte Projektgebiet für drei Arten zu (ohne die Artengruppen Möwen, Limikolen): Stockente, Mäusebussard und Ringeltaube. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass der Extrapolation auf nicht untersuchte Zeiträume die Annahme zugrunde liegt, dass die Kollisionsraten der betrachteten Arten in den zu anderen Zeiten untersuchten Windparks saisonal konstant bleiben. Diese Annahme kann mit den vorliegenden Daten nicht überprüft werden.

Mäusebussard

Die Schätzung ergibt 7.865 im Projektgebiet durch WEA getötete Mäusebussarde pro Jahr. Dies entspräche 14 % des Exemplarbestandes der vier norddeutschen Flächenländer (GEDEON et al. 2014), vorausgesetzt, bei den kollidierten Individuen handelt es sich ausschließlich um brütende Altvögel. Der Exemplarbestand einer Population besteht aber auch aus einem nicht genau bezifferbaren Anteil von nicht geschlechtsreifen Vögeln, Nichtbrütern und Zugvögeln. Legt man einen Anteil von 50 % nicht brütenden Vögeln zugrunde (Kap. 6.2), so kollidieren jährlich 7 % der Population mit WEA. BELLEBAUM et al. (2013) geben für den Rotmilan einen Anteil von 36 % Brutvögel an der Gesamtpopulation an, also etwa 64 % nichtbrütende Vögel.

Beim zurzeit nicht mehr jagdbaren Mäusebussard gibt es keine aktuelle Jagdstrecke, wohl aber historische Daten über den damaligen legalen Abschuss (LOOFT & BUSCHE 1981). Der gemeldete jährliche Abschuss lag in Schleswig-Holstein bis 1970 in einer Größenordnung von 18 % des Exemplarbestandes

Längerfristige Bestandserfassungen für eine Bewertung des Einflusses der Jagd auf den Brutbestand liegen aus diesem Zeitraum nicht vor. Die Größenordnung des Abschusses hatte aber vermutlich zu einer Siedlungsdichte unterhalb der Kapazität des Lebensraumes geführt, da es nach dem Schutz mit einer Verzögerung in den 1980er und 1990er Jahren zu einem deutlichen Bestandsanstieg kam (GRÜNKORN & LOOFT 1999, GRÜNKORN 2003). In einer ersten Abschätzung kann daraus abgeleitet werden, dass eine zusätzliche Mortalität in der genannten Größenordnung einen Einfluss auf die Population hat. Ob dies auch bereits durch die Mortalität durch Windenergieanlagen erfolgt, wird im Detail in Kap. 6 geprüft.

In einigen Gebieten Norddeutschlands wurde aktuell ein Bestandsrückgang des Mäusebussards festgestellt. Auf Probeflächen im Landesteil Schleswig/SH beträgt der aktuelle Bestand nur noch 28 % des Bestandes der Jahrtausendwende (GRÜNKORN 2015). Die zusätzliche Mortalität durch WEA reicht aber allein nicht aus, um diesen starken Bestandsrückgang zu erklären (Kap. 6.4.2). Dagegen ist im Raum Bielefeld ohne nennenswerte Windkraftnutzung der Bestand des Mäusebussards stark angestiegen (Kap. 6.2.4).

Tab. 3.13 Vergleich der geschätzten Anzahl kollidierter Mäusebussarde im Projektgebiet von PROGRESS mit der früheren Jagdstrecke (bis 1970) des Mäusebussards in Bezug auf den Exemplarbestand des Mäusebussards. Alle Exemplare berücksichtigen neben den Brutvögeln auch nicht geschlechtsreife Vögel, Nichtbrüter (Floater) und Zugvögel.

| | Kollision WEA PROGRESS | Abschuss SH 3 Landkreise |
|------------------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Fläche [km ²] | 116.264 | 3.657 |
| Abundanz [BP/100 km ²] | 25 | 23 |
| Brutbestand [n] | 29.066 | 836 |
| Brütende Exemplare [n] | 58.132 | 1.672 |
| Alle Exemplare [n] | 116.264 | 3.344 |
| Abschuss bzw. Kollision [n] | 7.865 | 590 |
| % des Exemplarbestandes | 7 | 18 |

Bei den folgenden zwei jagdbaren Arten Ringeltaube und Stockente können die Jagdstrecken der Anzahl von Kollisionsopfern im Projektgebiet gegenübergestellt werden. Je Bundesland wurden die jeweils aktuellsten offiziellen Jagdstrecken den Jahresberichten der Bundesländer entnommen.

Niedersachsen:

http://www.ml.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=1343&article_id=5156&psmand=7,

Schleswig-Holstein:

https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/artenschutz/as_07_Jahresbericht.html,

Mecklenburg-Vorpommern:

http://www.ljv-mecklenburg-vorpommern.de/media/custom/2162_144_1.PDF?1338903891

Brandenburg

<http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.414815.de>.

Ringeltaube

Die Schätzung ergibt 10.370 im Projektgebiet durch WEA getötete Ringeltauben pro Jahr. Dies entspricht 0,4 % des Brutbestandes der Ringeltaube im Gebiet (Gedeon et al. 2014), der Anteil

von Floatern am Gesamtbestand kann für die Ringeltaube nicht beziffert werden. Das dreijährige Mittel der aktuellsten Jagdstrecken liegt bei der Ringeltaube in diesem Gebiet um den Faktor 16 höher als Kollisionen mit WEA (Jagdberichte der Bundesländer).

Der Bestand der Ringeltaube wird in Deutschland langfristig als zunehmend und kurzfristig (1990 – 2009) als stabil eingestuft (GEDEON et al. 2014). Damit ist zurzeit ein bundesweiter Einfluss der Mortalität durch Jagd und Windkraft ist nicht feststellbar. Die Mortalität durch Windkraftnutzung hat demnach für die Ringeltaube eine untergeordnete Bedeutung.

Stockente

Die Schätzung ergibt 11.843 im Projektgebiet durch WEA getötete Stockenten pro Jahr. Dies entspricht 4,5 % des Brutbestandes des Gebietes (GEDEON et al. 2014), der Anteil von Floatern am Gesamtbestand kann für die Stockente nicht beziffert werden. Lokal wurden hohe Fundzahlen der Stockente gemeldet; nach der VSW-Liste wurden in einem einzigen WP in Ostfriesland/NL in den Frühjahren von 2011 bis 2014 insgesamt 43 Stockenten zufällig gefunden (32 in der VSW-Liste zwischen 2011 und 2013 und anlässlich von Brutvogelkartierungen weitere 11 Stockenten in 2014 (<http://www.wattenrat.de/wp-content/uploads/2014/12/Schreiber>). Bei dieser jagdbaren Art kann die Jagdstrecke die Kollisionsopferzahlen im Projektgebiet einordnen (Tab. 3.14). Das dreijährige Mittel der aktuellsten Jagdstrecken liegt bei der Stockente um den Faktor 12 höher (Jagdberichte der Bundesländer). Der Bestand der Stockente wird in Deutschland langfristig als stabil und kurzfristig (1990 – 2009) als fluktuierend eingestuft (GEDEON et al. 2014). Es gibt daher keinen Hinweis auf einen bundesweiten Rückgang durch die anthropogenen Mortalitätsursachen Abschuss und Windkraftnutzung. Die Mortalität durch Windkraftnutzung hat demnach für die Stockente eine untergeordnete Bedeutung.

Tab. 3.14 Anzahl der geschossenen und kollidierten Stockenten und Ringeltauben in Norddeutschland (Dreijahresmittel der Jagdstrecken von NI, SH, MV und BB).

| Mortalitätsursache | Stockente | Ringeltaube |
|--------------------|-----------|-------------|
| Abschuss | 143.198 | 170.329 |
| Kollision WEA | 11.843 | 10.370 |
| Faktor | 12,1 | 16,4 |

Watvögel/ Kiebitz

Neben den Rastvogelarten (Goldregenpfeifer u. a.) dieser Artengruppe ist der Kiebitz die einzige im Projektgebiet vorkommende Brutvogelart. Für die Bestände der EU25-Länder (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004) beträgt die offizielle jährliche Jagdstrecke von 516.475 Vögeln (Mindestwert der geschossenen Vögel), was 48 % des Brutbestandes der EU25-Länder und 18 % des Winterbestandes, welcher auch den Zuzug aus insbesondere Russland berücksichtigt, beträgt (HIRSCHFELD & HEYD 2005).

Der Bestandstrend des Kiebitz ist in Deutschland durch einen langfristigen und kurzfristigen (1990 – 2009) anhaltenden Rückgang bestimmt. Bisher wurden als Rückgangsursachen der Habitatverlust (Intensivierung der Landwirtschaft, Grünlandumbruch mit Maisanbau) und der geringe Brut-erfolg durch Prädation identifiziert. Zumindest für die hiesigen Brutbestände hat vermutlich aber

auch die direkte Altvogelmortalität einen negativen Einfluss auf die Population. Bei den gemeldeten hohen Abschusszahlen des Kiebitz (HIRSCHFELD & HEYD 2005) hat die Mortalität durch Windkraftnutzung eine im Vergleich untergeordnete Bedeutung. Welchen Einfluss die zusätzliche Mortalität durch Windenergieanlagen hat, wird im Detail in Kap. 6 geprüft.

Die Größenordnung weiterer anthropogener Todesursachen von Vögeln wurde für Deutschland bisher nicht beziffert. Für die USA wurde der Anteil der Kollisionen mit Windenergieanlagen auf lediglich 0,17 ‰ der weiteren anthropogenen Todesursachen (Katzen, Scheibenanflug, Straßenverkehr, Stromleitungen und Sendemasten) geschätzt (Abb. 3.27, Daten aus Loss et al. 2015). Für in Deutschland tot aufgefundene (beringte) Greifvögel sind die neueren häufigsten anthropogenen Todesursachen Straßenverkehr, Stromleitungen und Scheibenanflüge (BAIRLEIN et al. 2014).

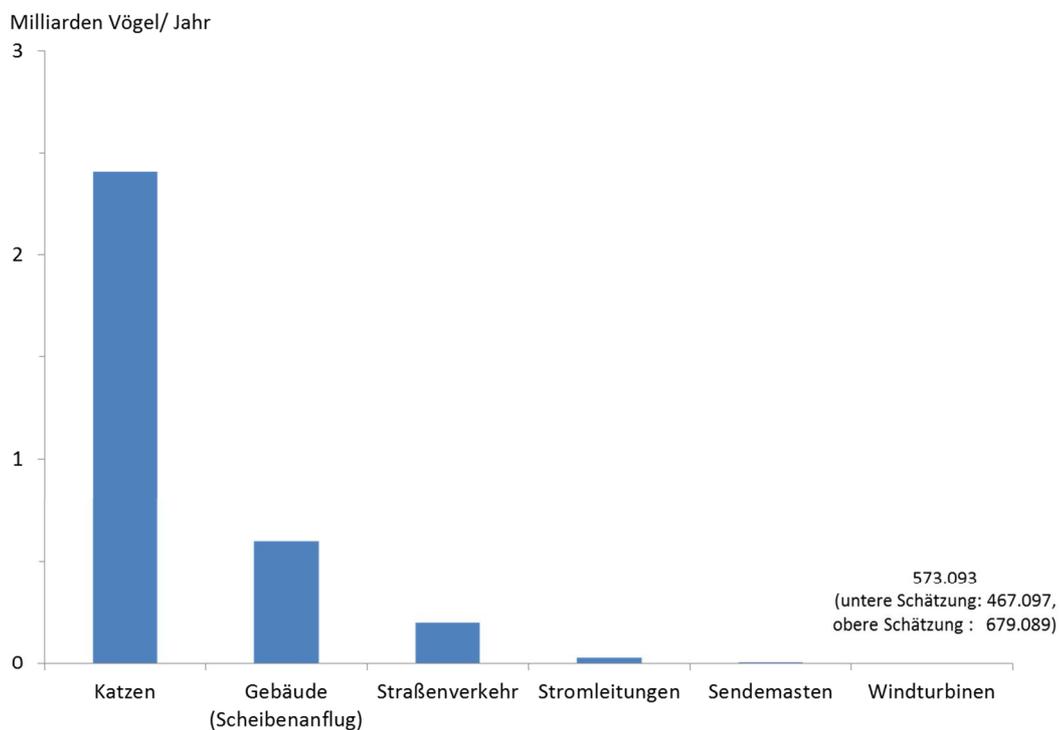


Abb. 3.27 Direkte anthropogene Todesursachen von Vögeln in den USA (Daten aus Loss et al. 2015).

3.5 Zusammenfassung

Für die Schätzung der insgesamt kollidierten Vögel wird ausgehend von den gefundenen Vögeln eine Reihe von Korrekturfaktoren angewendet.

Der geleistete Flächenaufwand wurde bestimmt, indem gelaufenen Transektlinien im Suchkreis zu jeder Seite mit 10 m breiten Streifen gepuffert wurden.

Die Verbleiberate wurde experimentell bestimmt, indem in 46 WP im Rahmen von 81 Experimenten 1.208 Vögel ausgelegt wurden. Die errechnete tägliche Wahrscheinlichkeit den Vogelkörper anzutreffen („Überlebenswahrscheinlichkeit des Kadavers“) war hoch (zumeist über 90 %).

Die Sucheffizienz wurde experimentell bestimmt, indem Vögel (zwei Auffälligkeitsklassen) auf unterschiedlichen Flächen mit unterschiedlichen Vegetationsklassen (fünf Vegetationsklassen) aus-

gelegt wurden und anschließend durch mehrere auch an der regulären Suche beteiligten Personen gesucht wurden. Unter guten Suchbedingungen wurde etwa 50 % der unauffälligen Vögel und 72 % der auffälligen ausgelegten Vögel gefunden. Die gute Übereinstimmung zwischen den Zählern (Messung der Interrater-Reliabilität) begründet die allgemeine Übertragbarkeit der Ergebnisse auf alle im Projekt beteiligten Personen.

Erwartete Verteilung der Kollisionsopfer wurde bestimmt, indem die einzelnen gemessenen Entfernungen der Funde zur WEA mit dem in diesem Distanzring geleisteten Flächenaufwand ins Verhältnis gesetzt wurden.

Anteil von Kollisionsopfern außerhalb des Suchkreises betrug zwischen 7 und > 20 %. Bei der Kollisionsopferschätzung findet jedoch ausschließlich innerhalb des Suchkreises gefundene Kollisionsopfer Berücksichtigung, da nur für diese Funde der Suchaufwand errechnet wurde. Um eine Unterschätzung der Anzahl tatsächlicher Kollisionsopfer zu vermeiden, ist es daher notwendig für den Anteil Kollisionsopfer außerhalb des Suchkreises zu korrigieren.

Für folgende Arten und Artengruppen erfolgte eine Schätzung für die einzelnen untersuchten WP (alphabetische Reihenfolge): Feldlerche, Kiebitz, Limikolen, Möwen, Ringeltaube, Rotmilan Star, Stockente und Turmfalke.

Die relative Unsicherheit dieser Schätzung nahm erst ab zehn tatsächlichen Funden ab, so dass für fünf Arten bzw. Artengruppen eine Schätzung auch auf die nicht untersuchten WEA und WP, auf das gesamte Projektgebiet von PROGRESS (NI, SH, MV und BB) durchgeführt wird. Dies sind Limikolen, Mäusebussard, Möwen, Ringeltaube und Stockente.

Diese Schätzung ergibt für das Projektgebiet eine Größenordnung von 7.800 Mäusebussarden, 10.000 Ringeltauben und 11.800 getöteten Stockenten pro Jahr. Dies sind bezogen auf den Brutbestand im Projektgebiet 0,4 % bei der Ringeltaube, 4,5 % bei der Stockente und 7 % beim Mäusebussard.

Zum Vergleich liegt die Jagdstrecke bei der Stockente um den Faktor 12 und bei der Ringeltaube um den Faktor 16 höher. Beim nicht jagdbaren Mäusebussard lag der gemeldete Abschuss bis 1970 in Schleswig-Holstein in einer Größenordnung von 18 % des Exemplarbestandes.

4 WIE FLIEGEN VÖGEL IN WINDPARKS?

ERGEBNISSE DER VERHALTENSBEOBSACHTUNGEN

Hanna Timmermann, Sabrina Weitekamp, Marc Reichenbach (ARSU GmbH)

4.1 Ziel

Kollisionen von Vögeln gelten als ein zentrales Konfliktfeld zwischen dem Ausbau der Windenergienutzung und dem Naturschutz. Insbesondere in der Planungspraxis gibt es Unsicherheiten im Umgang mit der Prognose von Kollisionsrisiken. International wird hierfür häufig das sogenannte BAND-Modell (BAND *et al.* 2007), das Kollisionsrisiken u. a. auf Grundlage von Raumnutzungsbeobachtungen von Vögeln ermittelt, verwendet. Auch im Rahmen von PROGRESS sollen auf diese Weise Kollisionsrisiken bestimmt werden (Kap. 5).

Dazu wurden Raumnutzungs- bzw. Verhaltensbeobachtungen in den untersuchten WP durchgeführt. Da es außerdem große Kenntnislücken in Bezug auf das aktive Ausweichverhalten verschiedener Vogelarten gegenüber WEA gibt, sind die Modelle zur Abschätzung von Kollisionsraten sehr empfindlich gegenüber diesem Einflussfaktor. Aus diesem Grund war die Dokumentation dieses Ausweichverhaltens bzw. des Verhaltens in der Nähe von WEA durch individuenbezogene Beobachtungen ein weiterer Projektbaustein, um das Gefährdungsrisiko der jeweiligen Zielarten im Bereich bestehender WP besser verstehen zu können.

Neben der Erfassung von Flugaktivitäten ausgewählter Zielarten in den Untersuchungsgebieten als Grundlage für die Ermittlung von Kollisionsrisiken lag die Zielsetzung der Beobachtungen auf der Beantwortung folgender Fragen:

- Gibt es Unterschiede in der Nutzung der WP-Flächen gegenüber der Umgebung?
- Wie verhalten sich Vögel innerhalb von WP?
- Gibt es artspezifische Unterschiede im (Ausweich-)Verhalten?

Welche Folgen ergeben sich hieraus für das artspezifische Kollisionsrisiko?

4.2 Methode

4.2.1 Untersuchungsraum

Im Projekt wurden 46 WP im gesamten Norddeutschen Raum untersucht (Kap. 1). Der Schwerpunkt lag auf den Bundesländern Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Die Kriterien zur Auswahl der WP werden in Kap. 1 beschrieben. Da einige WP mehrfach bearbeitet wurden, ergaben sich insgesamt 55 Datensätze. Diese werden als im Folgenden als WP-Saisons bezeichnet (Tab. 2.1).

Die untersuchten WP umfassen 1.037 WEA mit etwa 70 verschiedenen Anlagentypen. Davon wurden Verhaltensbeobachtungen im Umfeld von 817 Anlagen durchgeführt. Bei den untersuchten WEA handelt es sich überwiegend um Anlagen mit Nabenhöhen zwischen 60 und 120 m. Etwa die Hälfte aller untersuchten WEA weisen Nabenhöhen zwischen 60 und 90 m und Rotordurchmesser zwischen 50 und 80 m auf (Abb. 4.1). Sehr kleine und veraltete WEA wurden bei der Auswahl der WP weitestgehend vermieden. WEA der neuesten Generation (Nabenhöhe mehr als 120 m) wurden soweit möglich in die Untersuchungen einbezogen, waren jedoch in nur in geringer Zahl vorhanden.

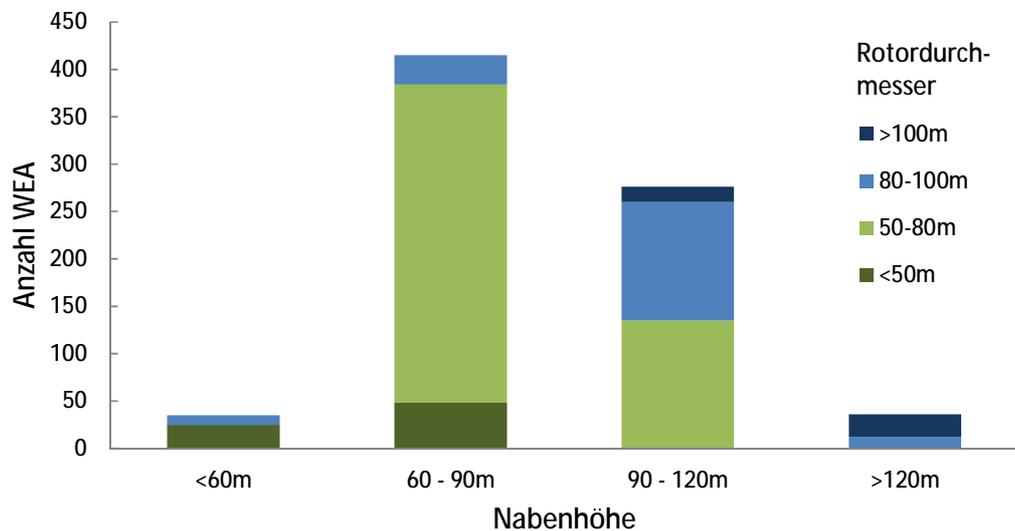


Abb. 4.1 Nabenhöhen und Rotordurchmesser der während der Verhaltensbeobachtungen untersuchten WEA.

4.2.2 Untersuchungsdesign

In den untersuchten WP wurden Flugbewegungen in der Regel von zwei Beobachtungspunkten (Vantagepoints = VP) erfasst. Um Ausweichverhalten auch außerhalb der WP beobachten zu kön-

nen wurden diese so gewählt, dass sowohl Flächen innerhalb des WP als auch umliegende Bereiche eingesehen werden konnten.

In Anlehnung an die Empfehlungen von SNH (2010a) wurden Flugbeobachtungen in einem Erfassungsbereich bis 500 m um die äußeren WEA dokumentiert. Dieser Bereich wurde bei den Beobachtungen als „außerhalb“ bezeichnet. Die Abgrenzung zum WP („innerhalb“) ergab sich durch eine Linie um die äußeren Anlagenstandorte plus der Rotorradien der jeweiligen WEA (Abb. 4.2).

Die Reichweite der Beobachtungen hängt von der Größe und vom Verhalten der jeweiligen Vogelarten ab und ist somit art- und standortspezifisch. Die Erfassungstiefe für einzelne oder in kleinen Trupps ziehende Singvögel liegt bei ca. 300 m, für größere Singvögel wie Drosseln bei 800 m, tief ziehende Sperber sind bis 500 m noch erfassbar (KOOP 2004). Greifvögel, weitere Großvögel und Schwarmvögel sind dagegen noch in größerer Entfernung (bis zu 2000 m) zu erkennen. Bei größerem Abstand zwischen Beobachter und Vogel (> 800 m) können Entfernungen nicht mehr zuverlässig differenziert werden (HÖTKER *et al.* 2013). Im Hinblick auf das im Fokus der Beobachtungen stehende Spektrum der Zielarten (Kap. 4.2.4) wurde die Erfassungsgrenze im Projekt auf 1000 m um die VP begrenzt (Abb. 4.2).

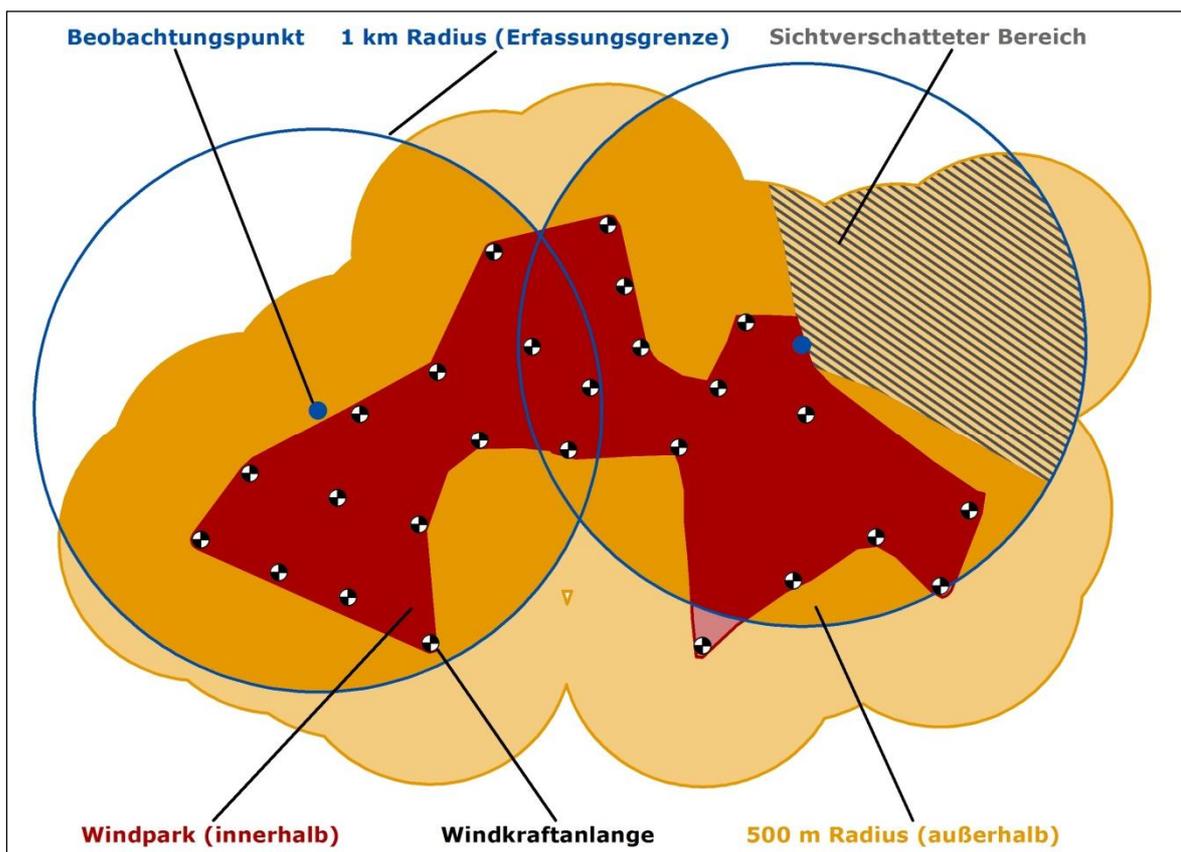


Abb. 4.2 Beispiel der Zonierung eines Untersuchungsgebiets.

Eine Überschneidung der Erfassungsbereiche beider Beobachtungspunkte wurde möglichst vermieden bzw. gering gehalten um doppelte Erfassungen zu vermeiden. Sehr kleine WP wurden zum Teil mit nur einem Beobachtungspunkt besetzt.

Sichteinschränkungen z. B. durch Topographie und Bewaldung besonders im Bereich der Rotorhöhe (Höhenklasse II, siehe unten) wurden zu Beginn der Feldsaison vor Ort in der Karte und photographisch dokumentiert. Außerdem wurden die untersuchten WP in Höhenbänder bzw. Höhenklassen eingeteilt, um vertikale Ausweichbewegungen oder höhenabhängige Verhaltensunterschiede dokumentieren zu können.

Dabei wurde zwischen den folgenden Höhenklassen (HK) unterschieden:

- HK 0: „am Boden / sitzend“
- HK I: „unterhalb Rotor“
- HK II: „Rotor“
- HK III: „oberhalb Rotor“

Die Abgrenzung von HK II – der potenziellen Gefahrenzone – ergibt sich aus der Nabenhöhe der im jeweiligen WP vorhandenen WEA minus bzw. plus der jeweiligen Rotorlänge. Bei unterschiedlichen Anlagentypen in einem WP wurden die jeweiligen Minimal- bzw. Maximalwerte verwendet. Die horizontale und vertikale Aufteilung der Untersuchungsgebiete ist in Tab. 4.1 schematisch dargestellt. Die Höhenklassen wurden somit spezifisch für die einzelnen WP abgegrenzt anstelle einer einheitlichen Definition über alle Untersuchungsgebiete.

Tab. 4.1 Die horizontale und vertikale Aufteilung der Untersuchungsgebiete.

| | 500 m Radius: außerhalb | Windpark: innerhalb | 500 m Radius: außerhalb |
|----------------------------|----------------------------|------------------------|----------------------------|
| Oberhalb Rotorhöhe: HK III | | | |
| Rotorhöhe: HK II | | Gefahrenzone | |
| Unterhalb Rotorhöhe: HK I | | | |
| Am Boden, sitzend: HK 0 | | | |

4.2.3 Ausweichverhalten (Avoidance)

Um Ausweichreaktionen der Vögel an den WEA bzw. den WP erfassen zu können wurde das Flugverhalten kategorisiert. Abb. 4.3 zeigt das diesem Forschungsvorhaben zu Grunde liegende Konzept zum Ausweichverhalten von Vögeln an WEA und WP und die verwendeten Begriffe.

Mit zunehmender Annäherung an WEA nimmt das Kollisionsrisiko für Vögel generell zu. Nehmen die Vögel den WP bzw. einzelne WEA als Hindernis wahr, können Änderungen der Flugbahn beobachtet werden. Diese werden hier als erkennbares Ausweichverhalten bezeichnet. Auch bei dem direkten Durchfliegen eines WP kann es sich um gezieltes/geplantes Umfliegen der WEA handeln, dieses ist für den Beobachter jedoch nicht immer als solches erkennbar und wird hier nicht als Ausweichverhalten betrachtet.

Generell kann Ausweichverhalten hierarchischen Ebenen zugeordnet werden. COOK et al. (2014) unterscheiden dabei z. B. zwischen Macro-avoidance, Meso-avoidance und Micro-avoidance. Zu Macro-avoidance können großräumige bzw. längerfristige Verlagerungen von Zugrouten oder Displacement, also räumliche Verdrängung, gezählt werden (COOK et al. 2014). Diese Verhaltensweisen, die nicht ein einzelnes konkretes Flugereignis betreffen, können in dieser Studie nicht berücksichtigt werden.

Zu Macro-avoidance werden außerdem die wahrnehmbaren Flugbewegungen einzelner Vögel bzw. Trupps gezählt, die dem ganzen WP mehr oder weniger weiträumig ausweichen. Dieses Ausweichen kann entweder horizontal oder vertikal stattfinden. Innerhalb von WP können mehr oder weniger gezielte Ausweichreaktionen an einzelnen WEA beobachtet werden. Diese werden der Ebene Meso-avoidance zugeordnet und können ebenfalls horizontal oder vertikal sein. Micro-avoidance bezeichnet Ausweichverhalten im Nahbereich einer Anlage zur unmittelbaren Vermeidung einer Kollision. Hier ist vor allem panikartiges kurzfristiges Ausweichen gemeint.

In Abb. 4.3 werden diese Ausweichverhaltenskategorien sowie die übrigen Verhaltenskategorien dargestellt und kurz erläutert.

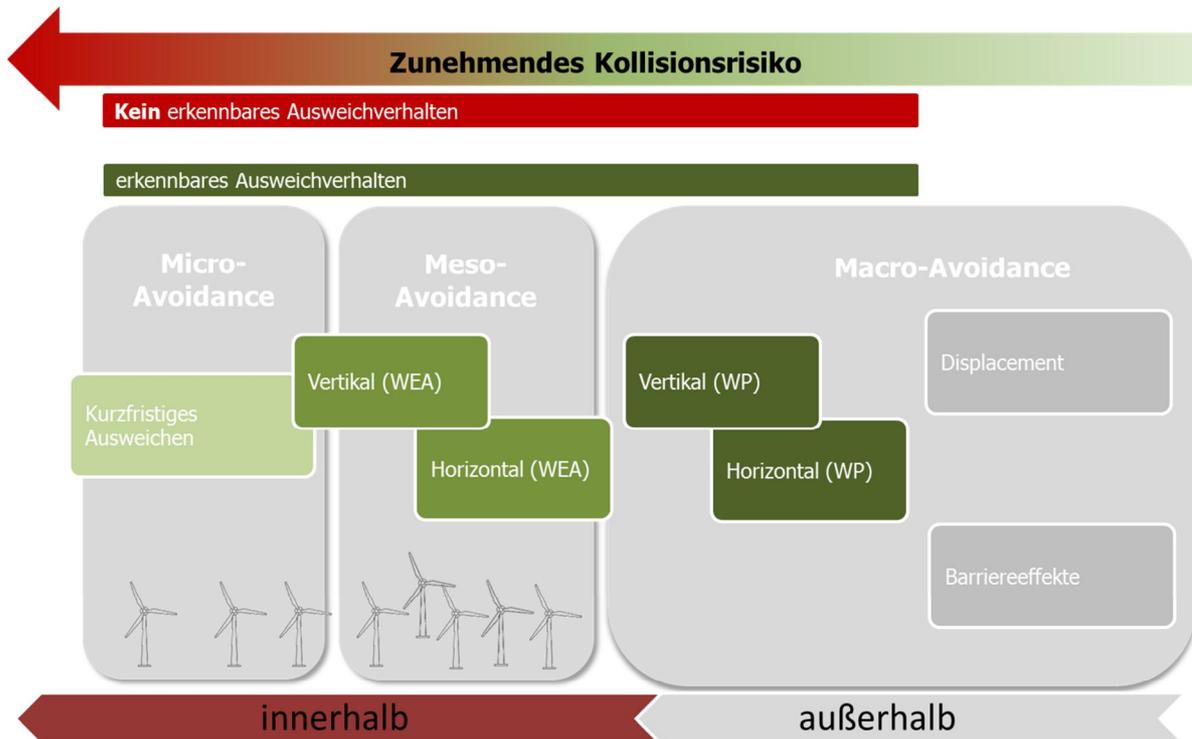


Abb. 4.3 In PROGRESS verwendetes Konzept und Begriffe zum Ausweichverhalten von Vögeln an WEA und WP.

Tab. 4.2 Verhaltenskategorien, abgeändert nach MEREDITH et al. (2002).

| Flugverhalten | | Beschreibung |
|--------------------------|----------------|--|
| ohne Vermeidungsreaktion | WEAVE | Pendelnde / schlagelnde Flugbewegung ohne erkennbare Beeinflussung durch Anlagen (z.B. Weihen-Nahrungsflug) |
| | DIRECT | Pendant zu WEAVE, aber direkte lineare Flugbahn |
| | Balz-/Singflug | Darbietung des Balzfluges (z.B. Kiebitze, Weihen) |
| | Hohes Kreisen | hohes Kreisen in der Thermik (z.B. Bussarde) |
| mit Vermeidungsreaktion | HORIZ WEA | horizontales Ausweichverhalten gegenüber einer Einzelanlage |
| | HORIZ WP | horizontales Ausweichverhalten gegenüber des ganzen Windparks |
| | VERT WEA | vertikales Ausweichverhalten gegenüber einer Einzelanlage |
| | VERT WP | vertikales Ausweichverhalten gegenüber des gesamten Windparks |
| | HIT | dokumentiertes Kollisionsereignis |
| | PANIC | kurzfristiges - nicht geplantes - Ausweichverhalten in direkter Turbinennähe: plötzliche Änderung der Flugrichtung oder - höhe. Vereinzelt lassen sich auch panikartige Reaktionen (beschleunigter Flügelschlag, flatternder Flug, Änderung der Körperachse und des Flugwinkels) beobachten. |
| | OTHER | andere von diesen Kategorien abweichende Verhaltensweisen |

4.2.4 Artenauswahl, Erfassung

Bei den Beobachtungen wurde in Anlehnung an SNH (2010a) eine Rangfolge zwischen zwei Artengruppen vorgenommen (Zielarten und Sekundärarten). Der Fokus lag auf den sogenannten Zielarten, deren Flugbewegungen möglichst genau erfasst wurden (Tab. 1.2). Alle übrigen Arten wurden als Sekundärarten betrachtet.

Die Zielarten wurden vom Augenblick der Sichtung so lange weiterverfolgt, bis sie das Untersuchungsgebiet verlassen hatten. Dokumentiert wurden die Art und die Anzahl der Vögel und die Aufenthaltsdauer in Sekunden die ein Vogel bzw. ein Trupp sich außerhalb des WP und innerhalb des WP sowie in den unterschiedlichen Höhenklassen aufhielt. Jeder Wechsel zwischen den in Tab. 4.1 dargestellten Zonen stellt einen neuen Teilflugabschnitt dar, für den die Aufenthaltsdauer getrennt erfasst wurde. Jeder Flugbewegung wurde eine der Verhaltenskategorien (Tab. 4.2) zugeordnet und die Uhrzeit notiert.

Neben der tabellarischen Erfassung der Aufenthaltsdauer, in den jeweiligen Teilflugabschnitten und der Verhaltenskategorien, wurden die Flugbewegungen der Zielarten möglichst genau in Karten eingezeichnet. Dadurch konnten eventuelle Doppelerfassungen abgeglichen werden, sowie Hauptzugrichtungen und Flugkorridore dokumentiert werden.

Für die Berechnung des Kollisionsrisikos nach BAND et al. (2007) (Kap. 5) wird lediglich die Aufenthaltsdauer eines Vogels bzw. Trupps in dem, auf Sichtverschattungen korrigierten, sichtbaren Bereich innerhalb des WP in Höhenklasse II benötigt (Gefahrenzone, Tab. 4.1).

Sekundärarten wurden weniger detailliert und nur dann erfasst, wenn die Beobachtung der Zielarten nicht behindert wurde. Für diese Arten wurde nicht die Aufenthaltsdauer, sondern lediglich die Anwesenheit in den in Tab. 4.1 dargestellten Zonen zum Zeitpunkt der Sichtung erfasst. Für diese Arten kann daher kein Kollisionsrisiko ermittelt werden.

4.2.5 Aufwand

Die Untersuchungen fanden in drei Frühjahrs- und zwei Herbstkampagnen zwischen dem Frühjahr 2012 und dem Frühjahr 2014 statt. So wurden einerseits die Herbst- und Frühjahrszugmonate aber auch Balzverhalten sowie die brutzeitlichen Flugbewegungen während der Jungenversorgung abgedeckt.

Ein Untersuchungszeitraum betrug 12 Wochen, wobei jeder WP einmal pro Woche aufgesucht wurde. An diesen Tagen wurden sowohl die Verhaltensbeobachtungen als auch die Kollisionsopfersuche (Kap. 2) in einem festgelegten zeitlichen Ablauf (Tab. 4.3) durchgeführt. Die Verhaltensbeobachtungen setzten sich zumeist aus drei Einheiten von je einer Stunde zusammen, so dass sich insgesamt 36 Beobachtungsstunden pro WP ergeben. Dies entspricht der Empfehlung von SNH (2010a), die einen Beobachtungsaufwand von mindestens 36 Stunden vorschlagen, um variablen Flugaktivitäten Rechnung zu tragen.

Die Planung der Untersuchungszeiträume und Tagesabläufe in den jeweiligen WP wurden zusätzlich an das vorhandene Artenspektrum angepasst (z. B. Wiesenvögel, Kranichzug, überwinternde

Gänse). Durch den vorgegebenen wöchentlichen Rhythmus sowie den festgelegten Tagesablauf wurden unterschiedliche Witterungsbedingungen und Tageszeiten abgedeckt.

Tab. 4.3 Zeitliche Abfolge der Einheiten der Verhaltensbeobachtung in Kombination mit der Kollisionsopfersuche.

| Baustein | Tagesverlauf [Arbeitsstunden] | | | | | | |
|-------------------------|-------------------------------|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| Transektsuche | | x | x | | x | x | |
| Verhaltensbeobachtungen | x | | | x | | | x |

4.2.6 Experiment zur Höhenschätzung

Die Verhaltensbeobachtungen, vor allem die Einordnung in Höhenklassen, beruhen auf Schätzungen von Entfernungen und Höhen der fliegenden Vögel durch die Beobachter. Da räumliches Vorstellungsvermögen abhängig von der Situation und dem Beobachter ist, können diese Schätzungen fehlerbehaftet sein. Die Größe des möglichen Schätzfehlers ist dabei entscheidend von der absoluten Flughöhe und der Entfernung des Erfassers zum Vogel abhängig. Während der Projektlaufzeit wurde daher beispielhaft die Genauigkeit der Höhenschätzungen ermittelt. Eine generelle Aussage zur Größe bzw. Variationsbreite der Schätzfehler ist jedoch nicht möglich.

Dazu wurde ein Multikopter (PHANTOM 2 Vision drone) auf festgelegte Höhen gebracht, die von den Beobachtern geschätzt bzw. in die Höhenklassen (HKI-HKIII, siehe oben) eingeordnet wurden. Gleichzeitig wurde die Flughöhe vom integrierten GPS und zur Kontrolle mit einem Rangefinder gemessen. Die geschätzten Höhenklassen wurden mit den gemessenen verglichen.

Am Experiment nahmen elf Beobachter teil, die vor Beginn des Experiments mit der Topographie des Versuchsgebiets vertraut gemacht wurden. Die Flughöhe des Multikopters wurde an drei Startpunkten in unterschiedlicher Entfernung zu den Beobachtern auf insgesamt 68 Positionen geschätzt.

Insgesamt ergibt sich ein n von 514 Möglichkeiten. Davon wurden 378 richtig und 136 falsch geschätzt. 74 % der Flughöhen wurden somit in die richtige Höhenklasse eingeordnet. 24 % wurden in eine zu hohe Höhenklasse und 2 % in eine zu niedrige Höhenklasse eingeordnet (Abb. 4.4). Betrachtet man nur die für das Band-Modell relevante Höhenklasse II ergibt sich eine geringere Fehlerquote als für das Gesamtexperiment: von den Beobachtern wurde der Multikopter 235-mal dieser Höhenklasse zugeordnet, korrekt gewesen wären jedoch 213 Zuordnungen. Dies bedeutet eine Abweichung von 12 %.

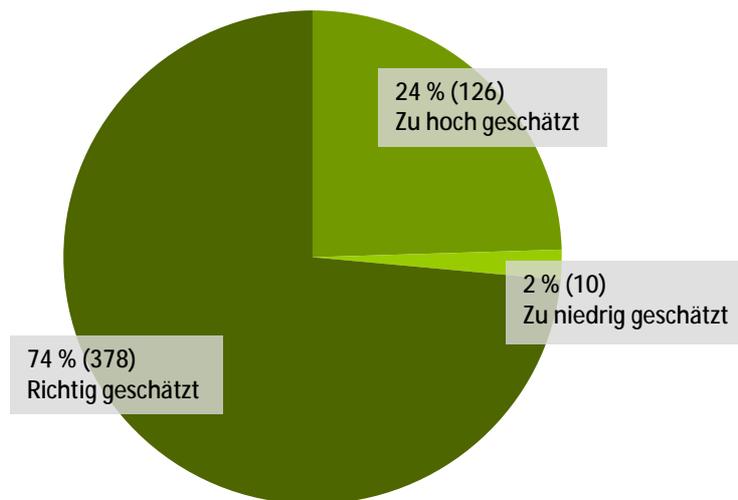


Abb. 4.4 Anteil falsch und richtig geschätzter Flughöhen des eingesetzten Multikopters.

4.2.7 Datenauswertung

Die im Gelände erhobenen Daten wurden in eine Datenbank überführt und auf Plausibilität überprüft. Ziel der Datenerhebung war u. a. die Ermittlung des Kollisionsrisikos für die untersuchten Zielarten mit Hilfe des BAND-Modells (BAND et al. 2007). Ausführliche Erläuterungen der Methoden, sowie Ergebnisse der Berechnungen finden sich in Kap. 5. Alle Auswertungen wurden mit Excel und R (R CoreR CORE TEAM 2014) durchgeführt.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Wetter

Auf Grund des durch das Untersuchungsdesign vorgegebenen wöchentlichen Rhythmus sowie des festgelegten Tagesablaufes wurden unterschiedliche Witterungsbedingungen und Tageszeiten abgedeckt.

Der Großteil der 3.545 Beobachtungsstunden fand bei Wind aus südwestlicher oder westlicher Richtung mit Windstärken zwischen 2 und 4 Beaufort statt (Abb. 4.5 oben). An 17 % der Beobachtungseinheiten wurde Niederschlag (Regen, Schnee, Hagel) festgestellt (Abb. 4.5 unten links). Die Temperaturen lagen überwiegend zwischen 6 und 16 °C (Abb. 4.5 unten rechts).

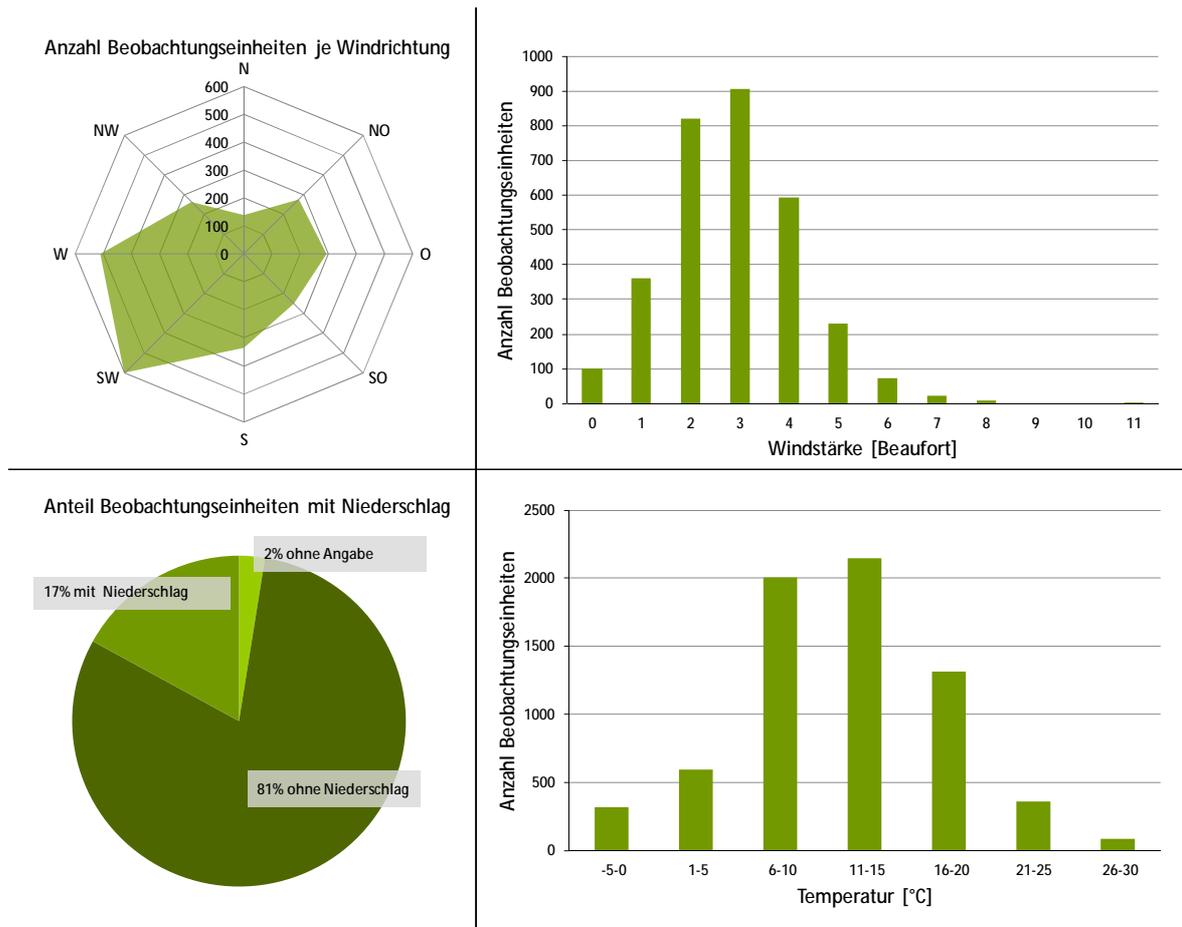


Abb. 4.5 Wetter während der Beobachtungseinheiten: Windrichtung (oben links), Windstärke (oben rechts), Niederschlag (unten links) und Temperatur (unten rechts).

4.3.2 Aufwand

Die Verhaltensbeobachtungen fanden überwiegend in den Frühjahrs- und Herbstmonaten statt, um einerseits den Herbst- und Frühjahrszug, aber auch Balzverhalten sowie die brutzeitlichen Flugbewegungen während der Jungenversorgung zu erfassen (Abb. 4.7 (beispielhaft für den Mäusebussard) und Abb. 4.6). In den Hochsommer- und Wintermonaten wurden methodisch bedingt, insbesondere durch die Erfordernisse der Kollisionsopfersuche, deutlich weniger Verhaltensbeobachtungen durchgeführt. (Kap. 2.2.1).

Die Tageszeitliche Verteilung der 3.545 Beobachtungsstunden zeigt deutliche Schwerpunkte in den Morgen- bzw. Vormittagsstunden, sowie am frühen Nachmittag. In den späten Nachmittagsstunden und Abendstunden fanden deutlich weniger Beobachtungsstunden statt (Abb. 4.6).

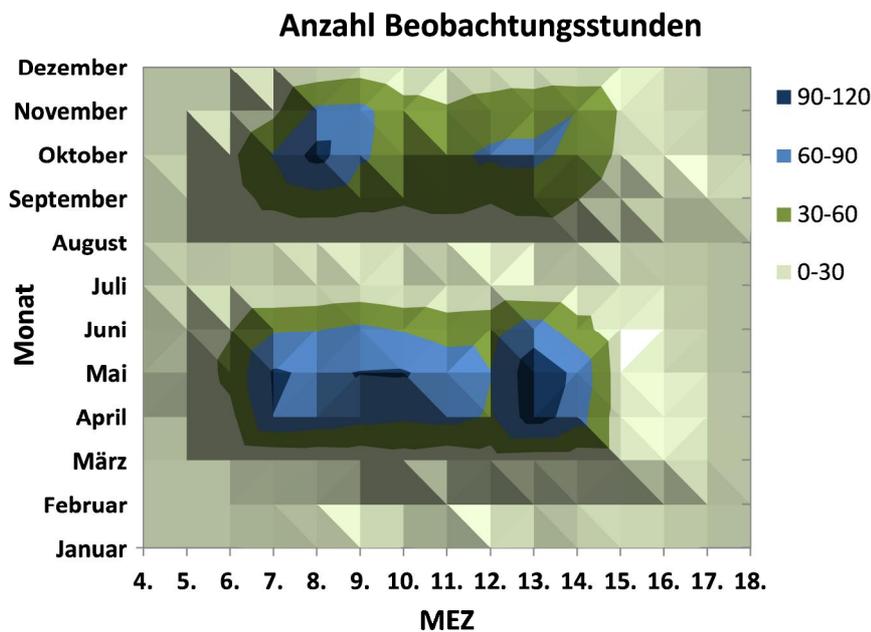


Abb. 4.6 Zeitliche Verteilung der Beobachtungsstunden.

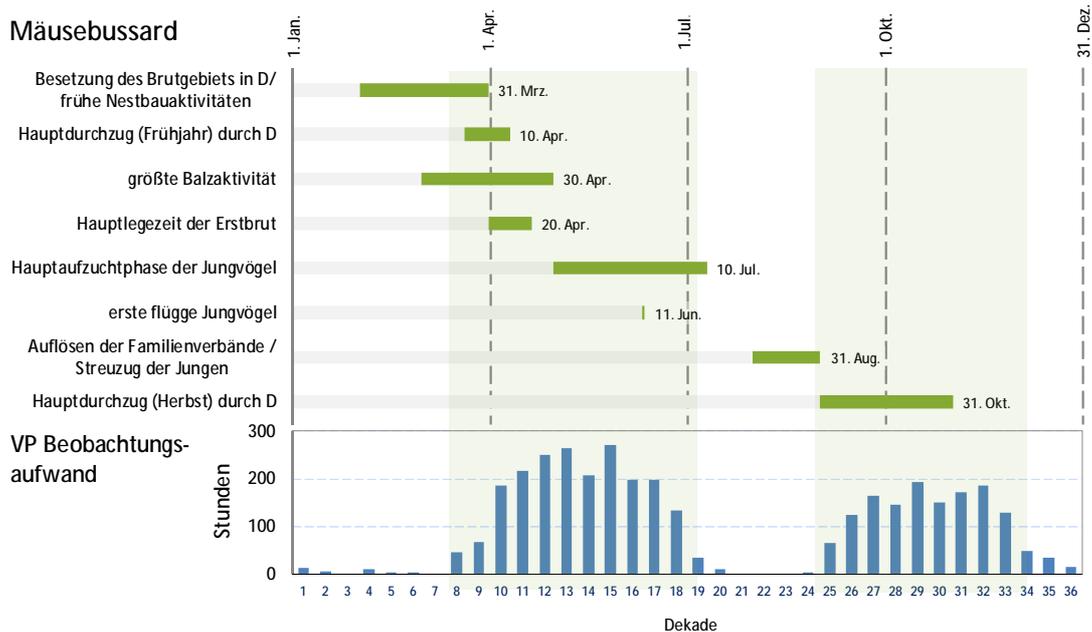


Abb. 4.7 Beobachtungsaufwand in Bezug zu den Lebensphasen des Mäusebussards.

4.3.3 Beobachtungen

In den 3.545 Beobachtungsstunden wurden insgesamt 146 Arten beobachtet. Davon gehörten 46 zu den Zielarten. Die übrigen 99 Arten wurden als Sekundärarten erfasst.

4.3.3.1 Sekundärarten

4.3.3.1.1 Artenspektrum

Es wurden 19.304 Flugbewegungen der Sekundärarten mit insgesamt 185.780 Individuen beobachtet. 63 % der beobachteten Individuen gehören zu den Singvögeln, 20 % zu den Tauben und 14 % zu Möwen. Alle anderen Artengruppen (u. a. Enten, Kormorane, Segler) machen zusammen etwa 3 % der beobachteten Individuen aus (Abb. 4.8).

Mit 60.506 Individuen war der Star die am häufigsten beobachtete Vogelart der Sekundärarten, gefolgt von der Ringeltaube mit 34.593 Individuen. Beide Arten zusammen machen somit etwa die Hälfte aller beobachteten Individuen der Sekundärarten aus. Weitere häufige Arten sind Lachmöwe (16.062 Individuen), Buchfink (11.104 Individuen) und Feldlerche (5.777 Individuen) (Tab. 4.4).

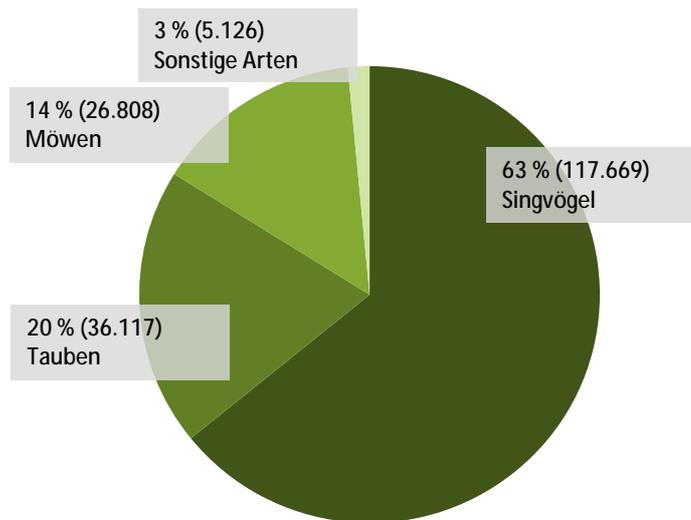


Abb. 4.8 Anteile der Artengruppen an der Gesamtindividuumsumme der Sekundärarten.

Tab. 4.4 Individuumsummen der fünf häufigsten Sekundärarten.

| Art | Individuumsumme |
|-------------|-----------------|
| Star | 60.506 |
| Ringeltaube | 34.593 |
| Lachmöwe | 16.062 |
| Buchfink | 11.104 |
| Feldlerche | 5.777 |

4.3.3.1.2 Vertikale Verteilung

Unter den innerhalb der WP beobachteten Vögel (Sekundärarten, $n = 146.429$ Individuen) zeigen sich deutliche Unterschiede hinsichtlich der Verteilung auf die verschiedenen Höhenklassen (Abb. 4.9). Etwa 50 % der Tauben und fast 80 % aller Segler wurden in dieser Höhe beobachtet. Auch bei den Kormoranen wurden große Anteile in der Gefahrenzone erfasst. Singvögel, Möwen und Enten wurden dagegen überwiegend in Höhenklasse I festgestellt. Nur etwa 20 bzw. 30 % dieser Arten wurden in der Gefahrenzone gesichtet. Hinsichtlich der Höhenklasse III ist allerdings zu berücksichtigen, dass kleinere Vögel (Singvögel, Segler) mit zunehmender Höhe wesentlich schlechter erfasst werden können als größere Arten. Eine vollständige Vergleichbarkeit ist somit nur für die Höhenklassen I und II gegeben.

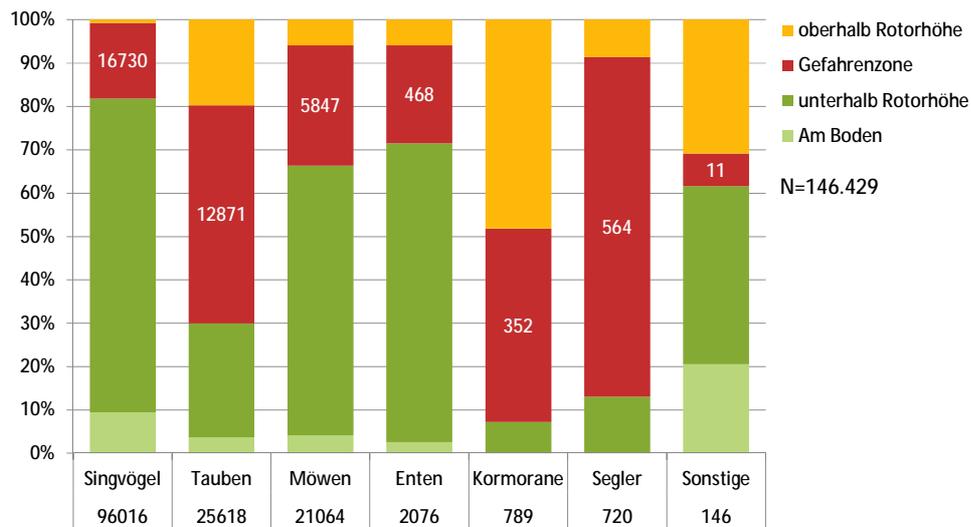


Abb. 4.9 Verteilung der beobachteten Individuen innerhalb der WP auf die Höhenklassen.

4.3.3.2 Zielarten

4.3.3.2.1 Artenspektrum

Zielarten wurden mit 165.578 Individuen in 10.501 Flugereignissen (mit > 16.000 Teilflugabschnitten) registriert. 46 % der Flugereignisse waren Greifvögel, gefolgt von Watvögeln und Gänsen mit 21 bzw. 19 %. Weitere 9 % der Flugbewegungen waren Kraniche. Die übrigen Artengruppen der Zielarten (Störche, Schwäne und Eulen) machen zusammen nur etwa 5 % der Sichtungen aus (Abb. 4.10 links).

Bei der Anzahl beobachteter Individuen stellen die Gänse den größten Anteil. Mit 85.193 Individuen machen sie 52 % aller beobachteten Individuen aus, gefolgt von den Watvögeln mit 61.219 Individuen (37 %). Beide Artengruppen bilden im Gegensatz zu den Greifvögeln, die mit 5.407 Individuen lediglich 3 % ausmachen, große Trupps (Abb. 4.10 rechts).

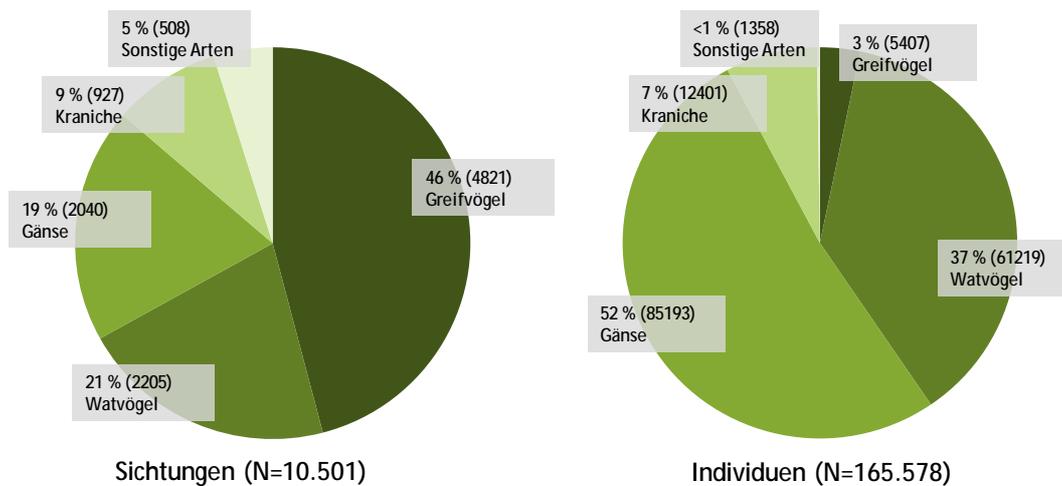


Abb. 4.10 Anteile der Artengruppen an den Sichtungen (Flugereignisse) und der Gesamtindividuenzahl der Zielarten.

Die häufigsten Zielarten waren die Watvogelarten Kiebitz mit 29.671 Individuen und Goldregenpfeifer mit 26.789 Individuen, gefolgt von Blässgans und Weißwangengans mit 22.901 bzw. 20.769 Individuen. Weitere häufige Arten mit mehr als 10.000 Individuen waren Kranich, Graugans und Saatgans. (Abb. 4.12 oben). Alle anderen Zielarten kamen mit deutlich weniger Individuen vor.

Die mit Abstand häufigste Greifvogelart war der Mäusebussard (2403 Individuen), gefolgt von Rotmilan (869 Individuen), Turmfalke und Rohrweihe (753 bzw. 639 Individuen). (Abb. 4.13 oben).

Der Mäusebussard wurde als einzige Greifvogelart in allen 55 WP-Saisons beobachtet (Abb. 4.13 unten). Auch Turmfalke und Rohrweihe wurden im größten Teil der WP-Saisons festgestellt (53 bzw. 47). Alle drei Arten sind norddeutschlandweit verbreitete Arten (BERNDT et al. 2003; EICHSTÄDT et al. 2006; KRÜGER et al. 2014). Der Verbreitungsschwerpunkt des Rotmilans liegt dagegen im östlichen Teil des Untersuchungsraums. Im nordwestlichen Niedersachsen und im westlichen Schleswig-Holstein finden sich lediglich Einzelforkommen dieser Art (BERNDT et al. 2003; KRÜGER et al. 2014). In den Untersuchungsgebieten, die in diesen Bereichen liegen, wurden daher nur vereinzelt Rotmilane beobachtet. Insgesamt wurde die Art in 36 WP-Saisons erfasst. Die meisten übrigen Arten wurden in weniger als der Hälfte der Saisons festgestellt.

Auch hinsichtlich der Stetigkeit, der Anteil der Tage mit einem Artnachweis an der Anzahl der Beobachtungstage (alle 55 Saisons), liegt der Mäusebussard deutlich vor Rotmilan, Turmfalke und Rohrweihe (Abb. 4.11). Betrachtet man beim Rotmilan aufgrund der nicht flächendeckenden Verbreitung lediglich die WP-Saisons mit mindestens einer Sichtung ($n = 36$, Abb. 4.13), erhöht sich die Stetigkeit dieser Art auf 54 %. Für die übrigen Arten ergeben sich Stetigkeiten von unter 20 %. Auch bei ausschließlicher Berücksichtigung derjenigen WP mit mindestens einer Sichtung der jeweiligen Art werden 30 % nicht überschritten.

Die Anzahl der registrierten Flugbewegungen schwankt sowohl zwischen den einzelnen WP als auch innerhalb des Untersuchungszeitraums stark. Maximal wurden in einem WP 150 Flugbewegungen registriert, davon 26 an einem einzigen Tag.

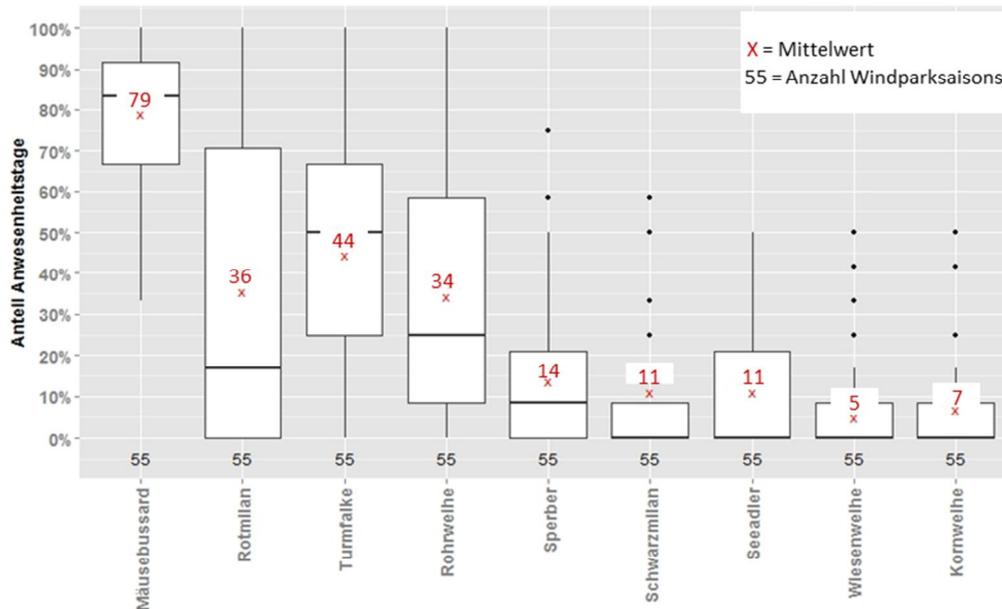


Abb. 4.11 Stetigkeit der häufigsten Greifvogelarten bezogen auf alle 55 WP-Saisons im Untersuchungszeitraum (12 Beobachtungstage je WP).

4.3.3.2.2 Vertikale Verteilung

Für eine vergleichende Betrachtung der Nutzung der Rotorhöhe (HK II) durch die verschiedenen Artengruppen wurde die Anzahl der beobachteten Individuen mit der jeweiligen Aufenthaltsdauer multipliziert (Flugaktivität in Vogelstunden). Für Arten, die in großen Trupps fliegen, ergeben sich somit auch bei wenigen Sichtungen/Flugbewegungen entsprechend große Werte für deren Flugaktivität. Die Flugaktivität wird auch als Eingangsgröße für die Ermittlung von Kollisionsrisiken verwendet (Kap. 5).

Innerhalb der häufigsten Limikolenarten zeigt sich bei der Verteilung auf die Höhenklassen ein uneinheitliches Bild (Abb. 4.12). Bei Großem Brachvogel und Kiebitz überwiegt die Nutzung von Flughöhen unterhalb der Rotorhöhe deutlich. Hierbei handelt es sich überwiegend um örtliche Flugbewegungen von Brutvögeln mit Revieren innerhalb der WP. Anders hingegen Goldregenpfeifer, die in größeren Trupps als Rastvögel im Herbst auftraten: 45 % der insgesamt etwa 1.120 Stunden Flugaktivität des Goldregenpfeifers wurden in Höhenklasse II, also in Rotorhöhe, registriert. Weitere 40 % wurden oberhalb und lediglich 15 % unterhalb der Rotorhöhe festgestellt.

Im Gegensatz dazu bewegen sich Gänse und Kraniche (Rastvögel im Herbst) nur zu einem geringen Teil unterhalb der Rotorhöhe. Bei den häufigsten Gänsearten wurde etwa die Hälfte der Flugaktivität in Rotorhöhe erfasst (Abb. 4.12).

Bei den Kranichen wurden hingegen 70 % der Flugaktivität oberhalb der Rotorhöhe der jeweiligen WPs festgestellt. Lediglich 14 % der Flugaktivität wurde in Rotorhöhe registriert (Abb. 4.12).

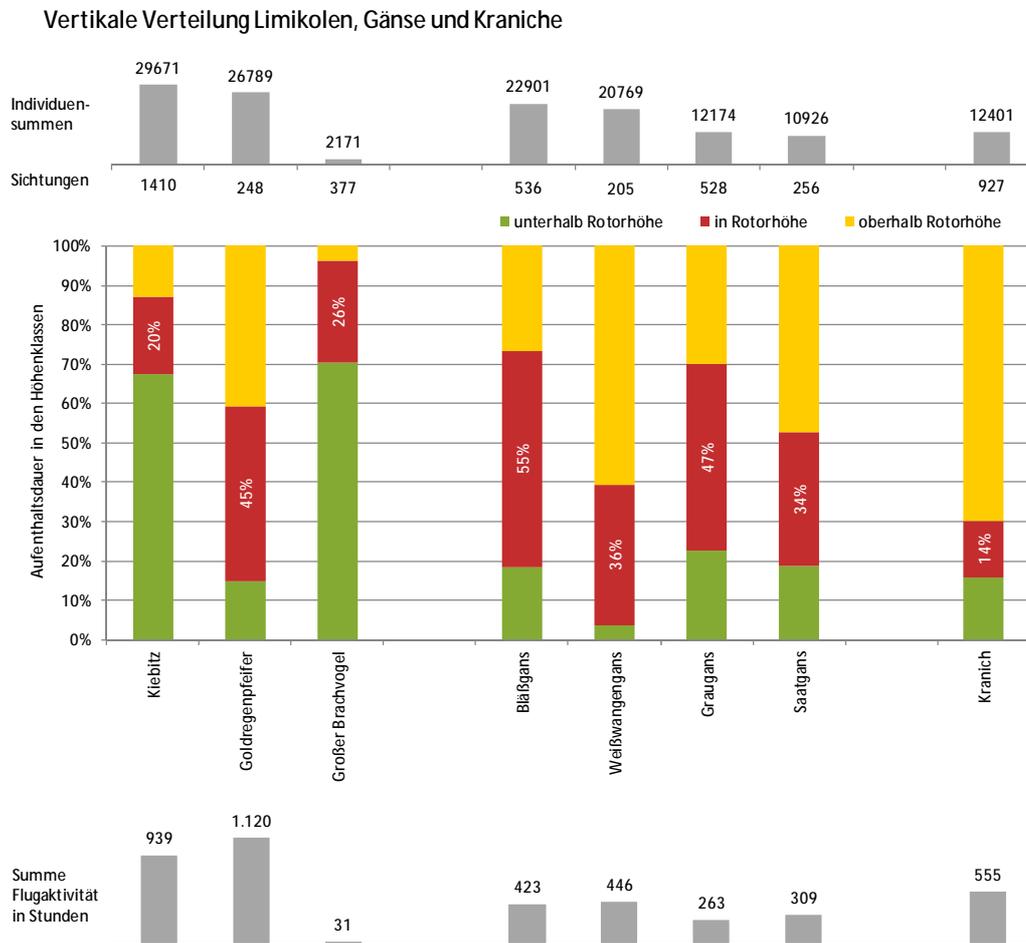


Abb. 4.12 Vertikale Verteilung der häufigsten Zielarten (Limikolen, Gänse und Kraniche).

Da Greifvögel in der Regel nicht in größeren Trupps fliegen, ist die Summe der Flugaktivitätsstunden im Vergleich zu den oben beschriebenen übrigen Zielartengruppen deutlich geringer. Der Mäusebussard als häufigste Greifvogelart wurde lediglich mit 104 Stunden registriert (Abb. 4.13). Besonders auffällig ist bei den Greifvögeln die Verteilung der Flugaktivität der Weihen und des Turmfalken im Vergleich zu den Milanarten und dem Mäusebussard.

So wurde bei den Weihen und beim Turmfalken der weitaus größte Teil der Flugaktivität (rund 80-90 %) in Höhenklasse I registriert (Abb. 4.13).

Im Unterschied dazu wurden bei Mäusebussard und Rotmilan mit 42 % bzw. 40 % ihrer registrierten Flugaktivität deutlich größere Anteile in Höhenklasse II beobachtet (Abb. 4.13). Ähnliche Verteilung ergeben sich auch für Schwarzmilan und Sperber, beide Arten wiesen jedoch nur geringe Flugaktivität in den untersuchten WP auf.

Dies gilt auch für den Seeadler, für den nur fünf Stunden beobachtete Flugaktivität vorliegen (Abb. 4.13). Der größte Teil dieser Flüge (63 %) wurde oberhalb Rotorhöhe beobachtet. In Höhenklasse II wurden 29 % der Flugaktivität des Seeadlers registriert.



Abb. 4.13 Vertikale Verteilung der Flugaktivität der häufigsten Greifvogelarten.

4.3.3.2.3 Horizontale Verteilung

Für die Betrachtung der horizontalen Verteilung der beobachteten Flugbewegungen (nicht Individuen) der häufigsten Zielartengruppen wird zwischen drei Kategorien unterschieden, um möglicherweise unterschiedliches Verhalten von passierenden gegenüber dauerhaft anwesenden Vögeln aufzudecken:

- Flugverlauf ausschließlich außerhalb der WP beobachtet,
- ausschließlich innerhalb der WP beobachtet,
- in der Flugbewegung zeitweilig innerhalb der WP beobachtet (Flugweg durchquert beide Zonen).

Im Ergebnis zeigt sich, dass Kraniche in wesentlich geringerem Maße in WP hineinfliegen als Greifvögel und Watvögel (Abb. 4.14). Der größte Anteil der Kranichflüge wurde mit 60 % ausschließlich außerhalb der WP erfasst. Hingegen traten knapp 70 % aller Greifvogelflüge innerhalb der WP auf. Auch bei den Flugbewegungen der Watvögel wurden etwa 70 % innerhalb der WP erfasst. Die Flugbewegungen der Gänse fanden zu gut 50 % innerhalb von WP statt. Hier ist der Anteil ausschließlich innerhalb registrierter Flüge mit 25 % deutlich kleiner als bei Watvögeln und Greifvögeln.

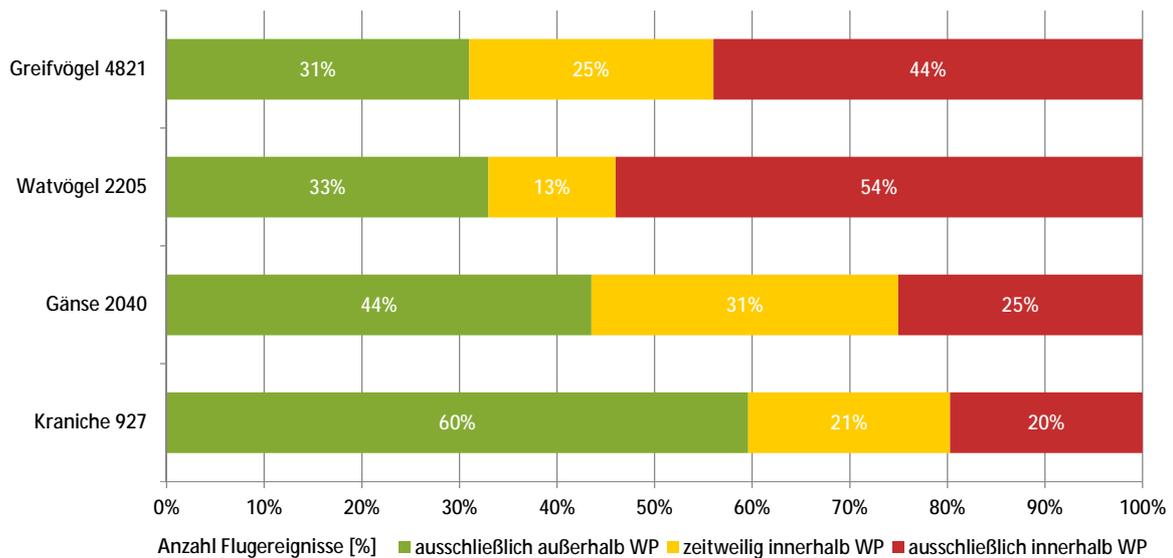


Abb. 4.14 Horizontale Verteilung der häufigsten Zielartengruppen.

4.3.3.2.4 Ausweichverhalten

Bei ca. 10 % aller registrierten Flugbewegungen (nicht Individuen) konnte ein erkennbares Ausweichverhalten dokumentiert werden (n = 1.127). Dabei ergaben sich große Unterschiede zwischen den Artengruppen (Abb. 4.15). Greifvögel zeigten nahezu kein Ausweichverhalten. Auch Watvögel, die ausschließlich außerhalb (Vorbeiflug) und ausschließlich innerhalb von WP erfasst wurden (insbesondere Kiebitze in ihren Brutrevieren) zeigten kaum Ausweichverhalten. Dagegen wurden bei 17 % der den WP durchfliegenden Watvögel Ausweichbewegungen beobachtet. Der mit Abstand größte Anteil an Flugbewegungen mit Ausweichverhalten wurde bei Gänsen erfasst. Bei 42 % der zeitweilig in WP beobachteten Flüge konnte ein Ausweichverhalten dokumentiert werden. Auch die beiden anderen Flugkategorien dieser Artengruppe weisen einen Anteil von ca. 25 % Ausweichbewegungen auf. Ähnlich hohe Anteile zeigen sich auch bei Kranichen.

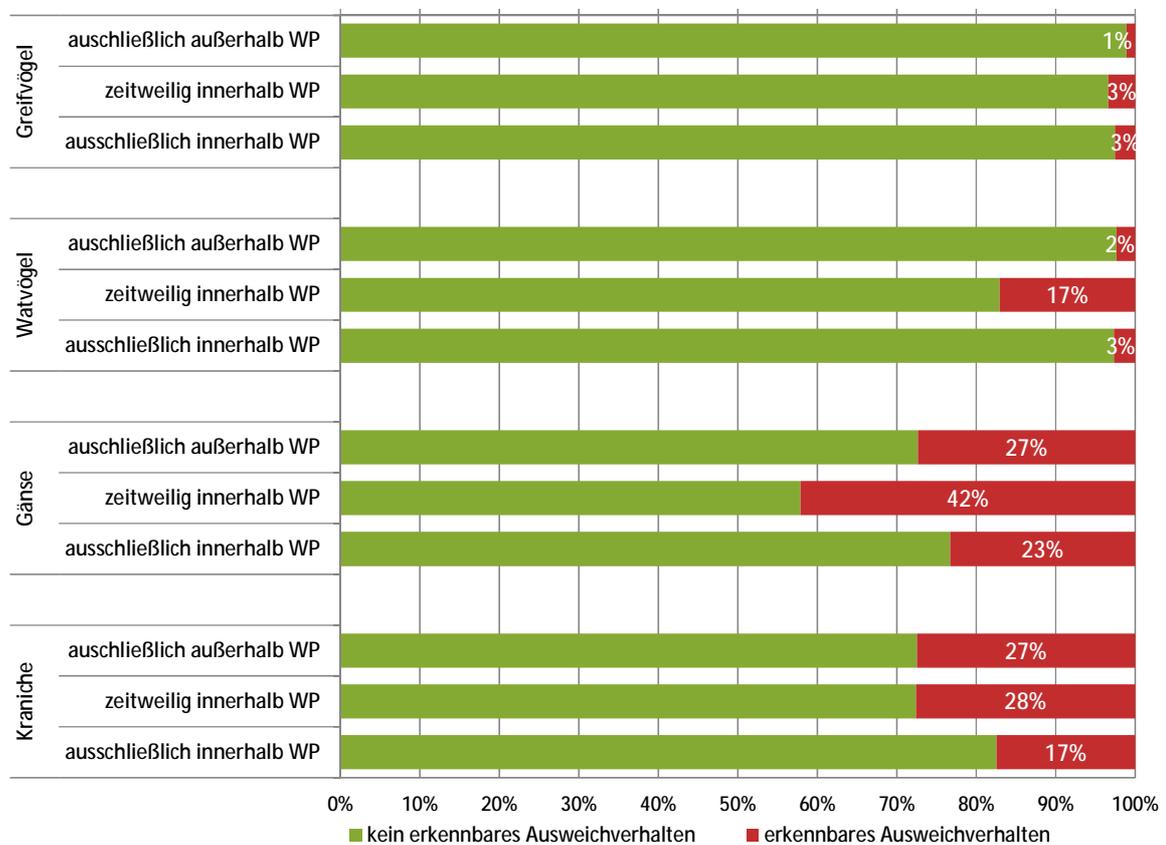


Abb. 4.15 Anteil der Flugbewegungen mit erkennbarem Ausweichverhalten für die häufigsten Zielartengruppen.

Bei der Aufschlüsselung der Ausweichbewegungen in die einzelnen Kategorien (Abb. 4.3) zeigt sich, dass bei allen Artengruppen das horizontale Ausweichen (HORIZ WEA, HORIZ WP) deutlich überwiegt (Abb. 4.16).

Dabei zeigen sich Unterschiede in Abhängigkeit davon, ob die Vögel sich ausschließlich oder teilweise innerhalb des WP aufhalten oder ob sie vollständig außerhalb des WP bleiben. Bei allen Artengruppen umfliegen ca. 60 bis 70 % aller ausschließlich außerhalb der WP erfassten Flüge mit erkennbarem Ausweichverhalten die gesamten WP horizontal. Bei Vögeln, die teilweise oder ausschließlich innerhalb der WP beobachtet wurden, nehmen die horizontalen Ausweichbewegungen gegenüber einzelnen Anlagen den höchsten Anteil ein.

In der Summe erfolgen bei Gänsen, Kranichen und Watvögeln insgesamt ca. 70-90 % aller Ausweichbewegungen horizontal. Bei Vögeln, die nur oder teilweise innerhalb der WP beobachtet wurden, ist der Anteil des vertikalen Ausweichens deutlich höher als bei denjenigen, die außerhalb geblieben sind. Bei Greifvögeln ist der Anteil des vertikalen Ausweichens insgesamt höher als bei den anderen Artengruppen (Aufsteigen in der Thermik).

Panikreaktionen, also kurzfristiges Ausweichen, häufig in Turbinennähe (PANIC, PANIC/WEA HORIZ) wurde überwiegend innerhalb von WP beobachtet. Den größten Anteil an Panikreaktionen zeigen mit ca. 17 % diejenigen Greifvögel, deren Flugbewegungen ausschließlich innerhalb von WP registriert wurden. Ein – allerdings nicht letales – Kollisionsereignis (HIT) wurde während der Projektlaufzeit nur in einem einzigen Fall bei einem Mäusebussard beobachtet. Auf einen großen Teil der dokumentierten Panikreaktionen folgte anschließend horizontales Umfliegen einzelner WEA. Bei Watvögeln, die ausschließlich innerhalb von WP erfasst wurden (insbesondere Kiebitze mit Brutrevieren), wurden nahezu keine Panikreaktionen registriert.

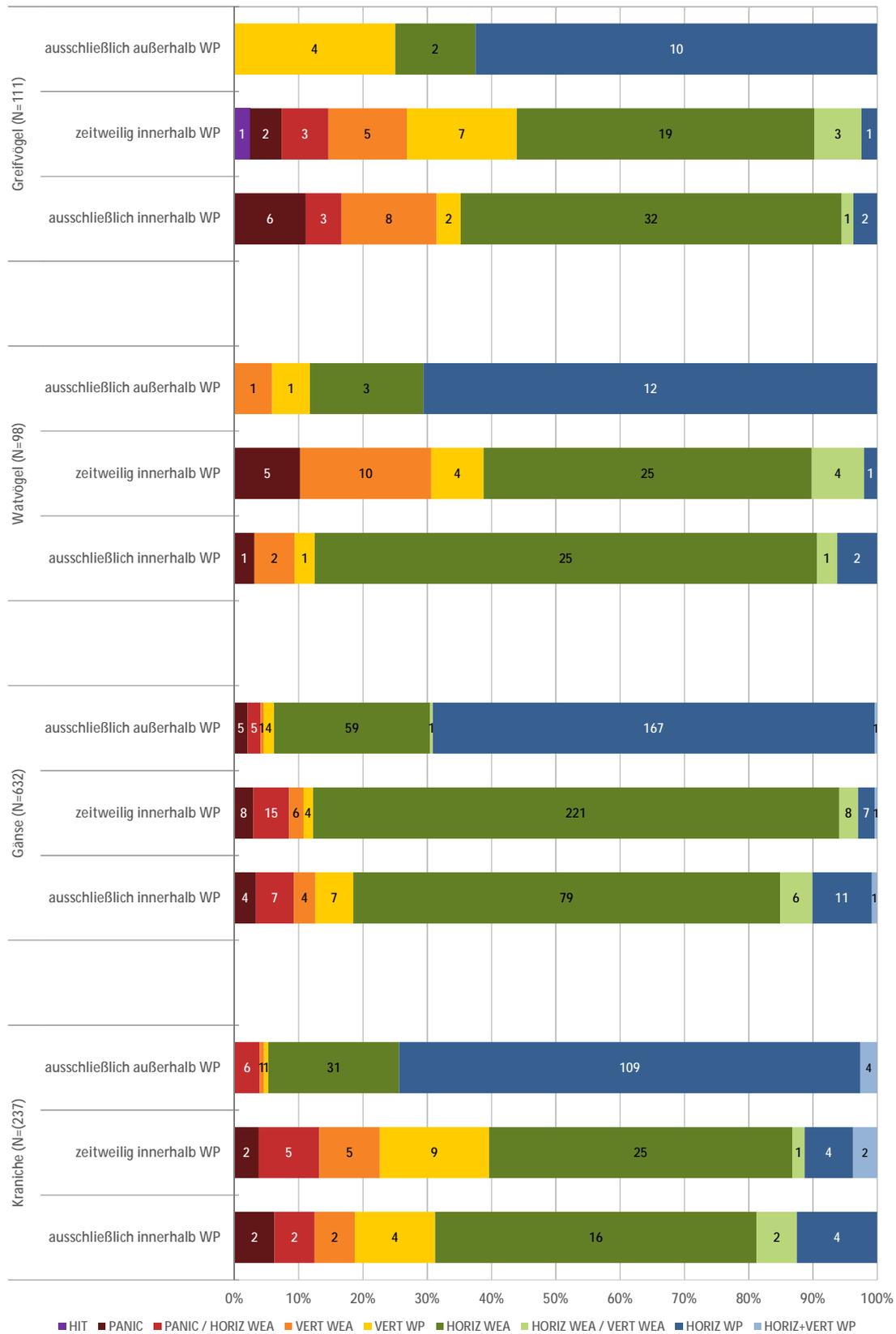


Abb. 4.16 Anteile der beobachteten Verhaltenskategorien am erkennbaren Ausweichverhalten innerhalb und außerhalb der WP für die häufigsten Zielartengruppen.

4.3.3.2.5 Gefahrensituationen und Kollisionsrisiko

Ein Kollisionsrisiko für Vögel mit WEA besteht ausschließlich in der Gefahrenzone, also innerhalb der WP in Höhenklasse II, der Rotorhöhe (Tab. 4.1). Die Aufenthaltsdauer der erfassten Vögel in diesem Bereich wird für die Ermittlung von theoretischen Kollisionsrisiken mit dem Band-Modell BAND et al. (2007) verwendet (Kap. 5). Gefahrensituationen, also die akute Gefahr für einen Vogel mit einem Rotor zu kollidieren, ergeben sich, wenn Vögel sich der Rotorscheibe unmittelbar nähern und besonders dann, wenn sie sie durchfliegen. Derartige während der Projektlaufzeit beobachtete Rotordurchflüge sind für die häufigsten Zielartengruppen in Tab. 4.5 dargestellt.

Gänse zeigen mit rund 25 % den höchsten Anteil an Flügen in der Gefahrenzone. Es wurden drei Rotordurchflüge (Trupps) beobachtet. Die beobachteten Rotordurchflüge (drei Trupps) machen allerdings nur 0,6 % (3 von 517) der in der Gefahrenzone registrierten Flugereignisse aus. Bei lediglich einem der Durchflüge war die entsprechende WEA in Betrieb.

Aus der Gruppe der Greifvögel wurden 34 Rotordurchflüge registriert, davon allerdings 28 bei stehenden Rotoren, mit einer nicht tödlichen Kollision. 3,9 % (34 von 865 Flugbewegungen) der in der Gefahrenzone erfassten Flüge können somit als tatsächliche Gefahrensituationen beschrieben werden.

Insgesamt wird somit deutlich, dass unter den betrachteten Zielarten bei Greifvögeln die höchste Zahl an Flugbewegungen in der Gefahrenzone und die höchste Zahl an Rotordurchflügen beobachtet wurde. Dies korrespondiert mit entsprechenden Kollisionsopferzahlen (Kap. 2).

Tab. 4.5 Anteil der Flugbewegungen in der Gefahrenzone (HK II im WP) und Rotordurchflüge der häufigsten Zielartengruppen.

| Artgruppe | Anzahl Flüge gesamt | Anzahl Flüge in Gefahrenzone | Anteil an Flügen gesamt [%] | Rotordurchflüge (WEA in Betrieb/ WEA nicht in Betrieb) | Anteil an Flügen in Gefahrenzone [%] |
|------------|---------------------|------------------------------|-----------------------------|--|--------------------------------------|
| Greifvögel | 4.821 | 865 | 18% | 6/28 | 3,9% |
| Watvögel | 2.205 | 263 | 12% | 2/2 | 1,5% |
| Gänse | 2.040 | 517 | 25% | 1/2 | 0,6% |
| Kraniche | 927 | 90 | 10% | 2/1 | 3,3% |

Zur weiteren Charakterisierung der sich aus den vorliegenden Verhaltensbeobachtungen ergebenden Kollisionsgefährdung wird in Anlehnung an LEKUONA & URSUA (2007) der Specific Risk Index (SRI) verwendet (Tab. 4.6). Der SRI ergibt sich aus dem Verhältnis beobachteter potenzieller Gefahrensituationen zur Gesamtzahl der Flugbewegungen im Untersuchungsgebiet. Hier werden als potenzielle Gefahrensituation nicht nur Rotordurchflüge (siehe oben), sondern die Anzahl Flugereignisse im Nahbereich der Rotoren in der Gefahrenzone bezeichnet (HKII, innerhalb von WP, näher als 70 m an den WEA). Als Nahbereich werden 70 m angenommen, da in diesem Bereich (weniger als einfachem Rotordurchmesser) Beeinflussungen durch Luftströmungen angenommen werden können (HÖTKER et al. 2013).

33 Arten wurden in potenziellen Gefahrensituationen beobachtet, fast die Hälfte davon (15) sind Greifvogelarten. Einen hohen SRI von über 10 % (LEKUONA & URSUA 2007) weisen fünf Arten auf,

bei allen handelt es sich um Greifvögel. Es wird deutlich, dass die Häufigkeit einer Art bzw. deren Flugaktivität nicht mit dem SRI korreliert. So weisen z. B. Kiebitz, Kranich und Rohrweihe bei hohen Zahlen an registrierter Flugaktivität nur einen niedrigen SRI auf, wohingegen einigen Greifvogelarten bei nur geringer Zahl an beobachteten Flügen ein hoher SRI zukommt. Die häufigsten Greifvögel Mäusebussard und Rotmilan weisen jedoch einen relativ hohen Indexwert von 7 bzw. 8 % auf.

In Anlehnung an (WHITFIELD & MADDERS 2006a) ist in der folgenden Abb. 4.17 die Anzahl beobachteter potenzieller Gefahrensituationen der Greifvögel (Tab. 4.6) den in der Projektlaufzeit gefundenen Kollisionsopfern gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass Arten die häufiger in Gefahrensituationen beobachtet wurden, häufiger bei der Kollisionsopfersuche gefunden wurden. Zu beachten ist, dass es sich um die tatsächliche Anzahl von gefundenen Kollisionsopfern handelt und nicht mit Verbleiberate und Sucheffizienz korrigierte Zahlen. Ausführliche Erläuterungen zu Korrekturfaktoren und Schätzung der Kollisionsopfer finden sich im Kap. 3. Die Anzahl der potenziellen Gefahrensituationen gibt lediglich Auskunft über die Anwesenheit einer Art im Nahbereich der WEA, nicht über ihre Dauer.

Die zugefügte Trendlinie der linearen Regression lässt sich als durchschnittlich erwartete Anzahl Kollisionen bei gegebenen Anzahl Gefahrensituationen interpretieren (WHITFIELD & MADDERS 2006a). Für deutlich unterhalb der Linie liegenden Punkte/Arten ergibt sich ein geringere Wahrscheinlichkeit durch Kollision zu verunglücken, als auf Grund ihrer Anzahl Flüge in potenziellen Gefahrensituationen erwartet würde. Für über der Linie liegende Arten ergibt sich entsprechend eine höhere Wahrscheinlichkeit (WHITFIELD & MADDERS 2006a). In der vorliegenden Untersuchung zeigt sich für keine Art eine deutliche Abweichung. Beim Mäusebussard wurden jedoch in Relation zu den beobachteten Gefahrensituationen mehr Kollisionsopfer gefunden als beim Rotmilan.

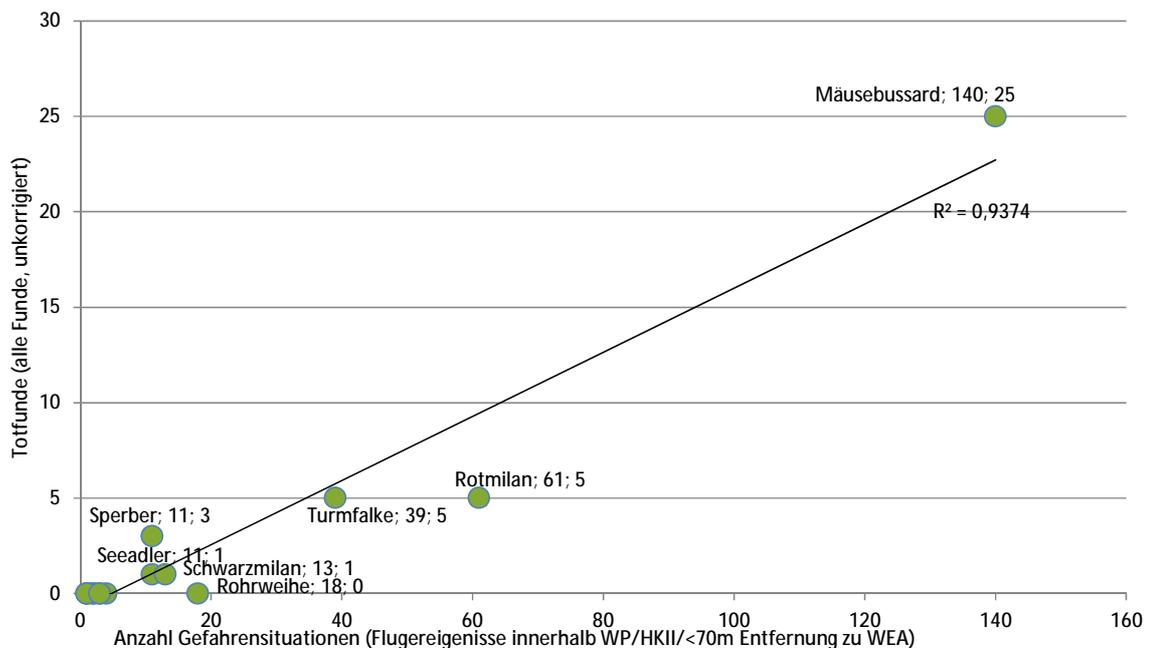


Abb. 4.17 Anzahl der beobachteten potenziellen Gefahrensituationen für Greifvögel und gefundene Kollisionsopfer. Jeder Punkt stellt eine Greifvogelart dar.

Tab. 4.6 Specific Risk Index (SRI) nach LEKUONA & URSUA (2007).

| Artname | Anzahl Flüge gesamt | Anzahl Gefahrensituationen (HK II und Abstand <70m) | SRI |
|-------------------|---------------------|--|-----|
| Wanderfalke | 20 | 3 | 15% |
| Merlin | 7 | 1 | 14% |
| Habicht | 22 | 3 | 14% |
| Seeadler | 100 | 11 | 11% |
| Schwarzmilan | 120 | 13 | 11% |
| Wespenbussard | 10 | 1 | 10% |
| Regenbrachvogel | 12 | 1 | 8% |
| Baumfalke | 25 | 2 | 8% |
| Sperber | 138 | 11 | 8% |
| Rotmilan | 785 | 61 | 8% |
| Goldregenpfeifer | 248 | 19 | 8% |
| Weißstorch | 94 | 7 | 7% |
| Mäusebussard | 2024 | 140 | 7% |
| Wiesenweihe | 68 | 4 | 6% |
| Graugans | 528 | 31 | 6% |
| Nilgans | 71 | 4 | 6% |
| Turmfalke | 707 | 39 | 6% |
| Großer Brachvogel | 377 | 19 | 5% |
| Blässgans | 536 | 22 | 4% |
| Silberreiher | 25 | 1 | 4% |
| Raufußbussard | 50 | 2 | 4% |
| Weißwangengans | 205 | 7 | 3% |
| Kanadagans | 32 | 1 | 3% |
| Rohrweihe | 612 | 18 | 3% |
| Kiebitz | 1410 | 39 | 3% |
| Graureiher | 286 | 7 | 2% |
| Höckerschwan | 43 | 1 | 2% |
| Kranich | 927 | 20 | 2% |
| Singschwan | 50 | 1 | 2% |
| Saatgans | 256 | 5 | 2% |
| Bekassine | 52 | 1 | 2% |
| Kornweihe | 61 | 1 | 2% |
| Austernfischer | 71 | 1 | 1% |
| Kurzschnabelgans | 1 | 0 | 0% |
| Pfuhlschnepfe | 1 | 0 | 0% |
| Rotschenkel | 4 | 0 | 0% |
| Schreiadler | 5 | 0 | 0% |
| Schwarzstorch | 2 | 0 | 0% |
| Sumpfohreule | 1 | 0 | 0% |
| Uferschnepfe | 1 | 0 | 0% |
| Waldwasserläufer | 1 | 0 | 0% |
| Brandgans | 50 | 0 | 0% |
| Fischadler | 12 | 0 | 0% |
| Flussregenpfeifer | 8 | 0 | 0% |
| Ringelgans | 3 | 0 | 0% |
| Sandregenpfeifer | 3 | 0 | 0% |
| Zwergschwan | 2 | 0 | 0% |

4.4 Diskussion

4.4.1 Diskussion der Methode

Die Ergebnisse der Verhaltensbeobachtungen stellen auf Grund der gewählten Methode keine vollständige Erfassung der in den Gebieten anwesenden Arten dar.

Die Beobachtungen beziehen sich lediglich auf einen 1.000 m Radius um den Beobachter. Weiter entfernte Arten wurden nicht erfasst. Es wurde davon ausgegangen, dass der größte Teil, insbesondere der Zielarten in dieser Entfernung für den Beobachter gut sichtbar sind. Kleinere und in größerer Entfernung zum Beobachter fliegende Arten, wie z. B. Turmfalke und kleinere Limikolen sind jedoch möglicherweise weniger gut erfasst worden.

Ähnliches gilt auch für in größeren Höhen fliegende Vögel. Im Luftraum kann kein Untersuchungsgebiet abgegrenzt werden, in Höhenklasse III ist eine vollständige Erfassung nicht möglich. Diese Höhenklasse ist damit zwingendermaßen unterrepräsentiert, insbesondere für Arten mit geringerer Erfassungsreichweite wie Singvögel oder Segler. Da das vorrangige Ziel der Verhaltensbeobachtungen allerdings die Ermittlung von Kollisionsrisiken mit Hilfe des BAND-Modells war und in diese Berechnungen lediglich die in Höhenklasse II erfassten Vögel einfließen, ist dieser Fehler hier von geringer Bedeutung.

Die Untersuchungen fanden in den Frühjahrs- und Herbstmonaten, bzw. in den frühen Sommermonaten statt. Arten, die überwiegend in den Hochsommermonaten aktiv sind sowie überwinternde Vögel sind daher in der vorliegenden Untersuchung unterrepräsentiert. Das gleiche gilt auch für die unterschiedliche Lebensphasen und damit verbundene Verhaltensweisen. Die Zeit der Jungenaufzucht und das Flüggewerden sowie Balzverhalten in den frühen Frühjahrsmonaten z. B. beim Rotmilan können auf Grund des begrenzten Untersuchungszeitraums nur in Ansätzen erfasst werden. Ebenso ergeben sich im tageszeitlichen Verlauf Erfassungslücken, so wurden nachziehende Arten und nachaktive Arten nicht berücksichtigt.

Der Fokus der Untersuchung liegt auf der Erfassung von Zielarten, daher wurden Sekundärarten lediglich dann erfasst, wenn keine Zielarten zu beobachten waren bzw. die Beobachtung durch die Erfassung der Zielarten nicht behindert wurde. Es sind daher möglicherweise nicht alle in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Arten erfasst worden. Die Daten geben jedoch eine Übersicht über die häufig in den WP vorkommenden und damit einem höheren Kollisionsrisiko ausgesetzten Sekundärarten.

Durch die Kombination der Verhaltensbeobachtungen mit der Kollisionsopfersuche konnten lediglich WP mit bestimmten Nutzungsformen untersucht werden. Die Vegetation durfte die Suche im Untersuchungszeitraum nicht zu stark behindern (Kap. 2). So waren z. B. WP mit Wintergetreidenutzung in der Frühjahrssaison nicht geeignet. Aus diesem Grunde sind Arten, die in solchem Getreide brüten wie z. B. Weihen, in dieser Untersuchung unterrepräsentiert.

Die Verhaltensbeobachtungen, vor allem die Einordnung in die Höhenklassen, beruhen auf Schätzungen von Entfernungen und Höhen durch die Beobachter. Da räumliches Vorstellungsvermögen von der Situation und dem Beobachter abhängig ist, können die Schätzungen fehlerbehaftet sein. Das im Projekt durchgeführte Experiment zur Höhenschätzung zeigt, dass ca. 75 % der Schätzun-

gen richtig lagen, während 25 % der Schätzungen zu hoch eingestuft wurden. Das bedeutet, dass nahezu alle falsch beurteilten Schätzungen in eine zu hohe Höhenklasse eingeordnet wurden. Dies führt zu einer entsprechenden Überschätzung der Flugaktivitäten in Höhenklasse II und Höhenklasse III. Für die Ermittlung von Kollisionsrisiken wurden lediglich die in Höhenklasse II erfassten Daten verwendet, so dass ein durch falsche Schätzungen entstandener Fehler lediglich hier von Bedeutung ist. Da es sich jedoch um eine leichte Überschätzung (12 %) der Aktivitäten in dieser Höhenklasse handelt, werden diese als worst-case-Szenario betrachtet.

4.4.2 Diskussion der Ergebnisse

Aus den vorliegenden Ergebnissen lassen sich folgende Aussagen zum Flugverhalten der untersuchten Arten gegenüber WEA sowie zu den Konsequenzen hinsichtlich des Kollisionsrisikos ableiten:

- Gänse, Goldregenpfeifer sowie unter den Greifvögeln Mäusebussard, Rot- und Schwarzmilan weisen die höchsten Anteile an beobachteter Flugaktivität in Rotorhöhe auf.
- Greifvögel und Watvögel halten sich wesentlich häufiger innerhalb von WP auf als Gänse und Kraniche.
- Greifvögel zeigen nur sehr geringe Anteile an erkennbarem Ausweichverhalten gegenüber WEA, insbesondere im Gegensatz zu Gänsen und Kranichen.
- Die häufigste Ausweichreaktion besteht bei allen Arten in einem horizontalen Umfliegen entweder des gesamten WP oder einzelner Anlagen.
- Rotordurchflüge mit entsprechendem Kollisionsrisiko werden insgesamt nur sehr selten beobachtet, bei Greifvögeln jedoch häufiger als bei anderen Arten.
- Greifvögel zeigen insgesamt einen deutlich höheren Anteil an Gefahrensituationen (Flüge in Rotorhöhe in unmittelbarer Anlagennähe) als andere Arten.
- Bei Greifvögeln ergibt sich ein Zusammenhang zwischen der Anzahl der beobachteten Gefahrensituationen mit der Zahl der gefundenen Kollisionsopfer, wobei der Mäusebussard stärker betroffen scheint als der Rotmilan.

Insgesamt ergibt sich hieraus, dass die artspezifische Betroffenheit von Kollisionen mit WEA, die sehr große Unterschiede zeigt (VSW-Liste Stand 22. Juni 2015, MARQUES et al. 2014; SCHUSTER et al. 2015) das Resultat entsprechender Verhaltensunterschiede ist. Auf der einen Seite des Spektrums stehen die in großen Trupps als Rastvögel auftretenden Kraniche, die WP als Barriere wahrnehmen und mit entsprechendem Abstand horizontal umfliegen, anstatt in sie hineinzufiegen, was zu einem entsprechend geringen Kollisionsrisiko führt. Auf der anderen Seite stehen die Greifvögel, die gegenüber WEA kaum ein erkennbares Ausweichverhalten zeigen. Dementsprechend wurden im PROGRESS-Projekt vom Kranich bei mehr als 12.000 gesichteten Individuen nur zwei Kollisionsopfer gefunden, vom Mäusebussard hingegen bei 2.400 gesichteten Individuen 25 (absolute Werte ohne Einbezug von Korrekturfaktoren, Kap. 3).

Hieraus wird auch deutlich, dass die Vogelflugaktivität alleine im Zuge der Planung von WP kein geeigneter Parameter für die Beurteilung des Kollisionsrisikos ist. Dies steht in Übereinstimmung

mit den Ergebnissen von DE LUCAS et al. (2008) aus Spanien. Stattdessen ist von einer starken Art- und Situationsabhängigkeit auszugehen (MARTIN 2011).

Dies bezieht auch den Status des Vogels innerhalb seines Jahreszyklus ein. So sind deutliche Unterschiede in der Empfindlichkeit von Brut- und Gastvögeln gegenüber WEA seit längerem bekannt (REICHENBACH 2004, HÖTKER et al. 2005, MÖCKEL & WIESNER 2007, STEINBORN et al. 2011). Die innerhalb des PROGRESS-Projektes gewonnenen Ergebnisse zu Kranichen, Goldregenpfeifern und Gänsen beziehen sich nur auf Rastvögel. Beim Kiebitz sowie auch beim Mäusebussard sind sowohl Brutvögel als auch Rastvögel und Durchzügler im Herbst im Datensatz vorhanden.

Zu den erfassten Sekundärarten sind aufgrund der Fokussierung des methodischen Ansatzes auf die gewählten Zielarten nur eingeschränkte Aussagen möglich. Auffällig ist, dass von den beiden Arten mit den meisten gefundenen Kollisionsopfern (Ringeltaube und Stockente, Kap. 2) die Ringeltaube tatsächlich sehr häufig beobachtet wurde (ca. 25.000 Individuen) und zudem mit ca. 50 % in Rotorhöhe auftrat. Stockenten wurden hingegen nur in geringer Zahl beobachtet (ca. 2.000 Individuen) und das vornehmlich unterhalb der Rotorhöhe. Diese Diskrepanz könnte in erster Linie an der hohen Flugaktivität der Art bei Dunkelheit liegen (BAUER et al. 2005b), so dass sie mit der verwendeten Methode bei weitem nicht repräsentativ erfasst werden konnte. Der Star macht mit ca. 60.000 den größten Anteil der insgesamt ca. 185.000 registrierten Individuen der Sekundärarten aus, belegt aber bei den Kollisionsfunden nur Rang 5 hinter Mäusebussard und Lachmöwe. Dies ist jedoch in erster Linie der geringeren Sucheffizienz dieser deutlich kleineren Vögel geschuldet (Kap. 3). Lachmöwen und Feldlerchen sind ebenfalls häufig beobachtete Sekundärarten (vgl. Tab. 4.4) und wurden auch vergleichsweise häufig als Kollisionsopfer gefunden, obwohl Möwen und Singvögel nur mit ca. 20-25 % in Rotorhöhe registriert wurden (vgl. Abb. 4.9). Insofern zeichnet sich bei Tauben, Möwen, Enten sowie Star und Feldlerche die Tendenz ab, dass hohe Flugaktivitäten in WP zu erhöhten Kollisionsopferzahlen führen.

Das Verhalten der untersuchten Zielartengruppen gegenüber WEA lässt sich im Einzelnen wie folgt charakterisieren:

Kraniche zeigen deutliches Meide- und Ausweichverhalten. Zum Teil werden dabei WP vollständig umflogen bzw. überflogen oder gemieden. Dies zeigt sich durch große Anteile von Flugbewegungen ausschließlich außerhalb von WP sowie in Höhenklasse III. Zusätzlich wurde bei mehr als 25 % der Flüge deutlich erkennbares auch kurzfristiges bzw. kleinräumiges Ausweichverhalten beobachtet. HÖTKER et al. (2005) gehen von einer Barrierewirkung durch WEA aus, wenn mehr als 5 % der Beobachtungen Ausweichreaktionen zeigen. Kraniche scheinen demnach WEA als Hindernisse wahrzunehmen und entsprechend auf diese zu reagieren. Diese Einschätzung deckt sich auch mit anderen Untersuchungen, so wird der Kranich von REICHENBACH et al. (2004) aufgrund der Beobachtungen von BRAUNEIS (1999), KAATZ (1999) und NOWALD (1995) als eine Vogelart eingestuft, die sehr empfindlich auf WEA reagiert.

Auch Gänse zeigen deutliche Reaktionen auf WP. Bei dieser Artengruppe wurden zwar 25 % der Flugbewegungen in den Gefahrenzonen registriert, bis zu 42 % der beobachteten Gänsetrupps zeigten dabei jedoch deutliches Ausweichverhalten, so dass nur ein geringer Teil der Flüge in potenziellen Gefahrensituationen beobachtet wurde (SRI zwischen 2 und 6 % für die häufigsten Gänsearten siehe Tab. 4.6). Für diese Artengruppe ergibt sich damit ein ähnliches Bild wie für Kraniche: WP sowie WEA innerhalb von WP werden als Hindernis wahrgenommen und umflogen. Aufgrund

dieses Verhaltens scheint ein erhöhtes Risiko für Kollisionen für diese Artengruppe nicht zu bestehen. Dies Ergebnis wird durch die lediglich sieben Kollisionsoffer, denen etwa 90.000 beobachtete Gänse gegenüberstehen, gestützt.

Insgesamt gehören Gänse ebenso wie Watvögel zu den Gastvogelarten, bei denen vielfach eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Scheuch- und Vertreibungswirkungen von WEA nachgewiesen wurde (z. B. REICHENBACH 2004; HÖTKER et al. 2005; MÖCKEL & WIESNER 2007; STEINBORN et al. 2011). Für diese Artengruppe werden Meideabstände bis 500 m angegeben (HÖTKER et al. 2005, BIOCONSULT SH & ARSU 2010). Auch DOUSE (2013) zieht in einer Literaturlauswertung für verschiedene Gänsearten in Europa und Nordamerika den Schluss, dass WP als Hindernisse wahrgenommen werden, die gemieden und umflogen werden.

Im Unterschied dazu zeigen die beobachteten Greifvögel kaum erkennbares Ausweichverhalten. Auch indirektes Meiden der WP, was sich in deutlich größeren Anteilen von Beobachtungen außerhalb von WP zeigen würde, konnte für diese Artengruppe nicht festgestellt werden. Vielmehr wurden sie häufiger bei Rotordurchflügen und in potenziellen Gefahrensituationen beobachtet (SRI bei 6 Greifvogelarten höher als 10 %, siehe Tab. 4.6). Die im Vergleich zu den übrigen Artengruppen hohe Zahl von 40 toten Greifvögeln korrespondiert mit dem fehlenden Ausweichverhalten dieser Artengruppe.

Dies deckt sich mit den Ergebnissen anderer Studien. Es werden allerdings teilweise auch für Greifvögel unterschiedliche und artspezifische Meideabstände beschrieben (HÖTKER et al. 2005, PEARCE-HIGGINS et al. 2009, GOVE et al. 2013) sowie kurzfristige Abundanzreduktionen von 40-50 % beobachtet (PEARCE-HIGGINS et al. 2009). Andere Arten wie z. B. Turmfalken scheinen jedoch unbeeinflusst zu bleiben (PEARCE-HIGGINS et al. 2009). Zahlreiche Beobachtungen zeigen sogar eine Zunahme der Abundanz einiger Arten in WP, (vgl. GOVE et al. 2013, SCHUSTER et al. 2015). Deutlich erkennbares Ausweichverhalten gegenüber WEA wird dagegen u. a. für Rotmilane und Seeadler kaum beobachtet (u. a. BEVANGER et al. 2010, BERGEN et al. 2012; HÖTKER et al. 2013). Für die im PROGRESS-Projekt häufigste Greifvogelart, den Mäusebussard, liegen bisher keine Studien zu Verhalten in Bezug auf WEA vor.

Für Watvögel sind in der Literatur Unterschiede bezüglich der Empfindlichkeit gegenüber WEA zwischen Brut- und Gastvögeln beschrieben (HÖTKER et al. 2005, STEINBORN et al. 2011). Gastvögel weisen demnach häufig eine größere Empfindlichkeit gegenüber WEA auf als Brutvögel (siehe oben). Insbesondere der hohe Anteil von erkennbarem Ausweichverhalten bei nur zeitweilig in WP anwesenden Watvögeln (Trupps, die WP passieren, im Gegensatz zu dauerhaft anwesenden Brutvögeln) deutet auf unterschiedliches Verhalten hin.

4.5 Zusammenfassung

Im Rahmen von PROGRESS wurden in 55 WP-Saisons in Norddeutschland Beobachtungen zur räumlichen Nutzung von WP sowie zum Verhalten gegenüber WEA durchgeführt. Unterschieden wurden zwischen Zielarten (Greifvögel, Watvögel, Gänse, Kraniche, und andere Großvögel) und Sekundärarten, die in unterschiedlicher Intensität erfasst wurden.

Häufigste Sekundärarten waren Ringeltaube und Star. Die meisten Individuen der Tauben und Segler wurden in Rotorhöhe festgestellt. Singvögel, Möwen und Enten wurden überwiegend unterhalb Rotorhöhe beobachtet.

Den größten Anteil der Sichtungen der Zielarten macht die Artengruppe der Greifvögel aus, die meisten Individuen waren Gänse. Die häufigste Greifvogelart waren Mäusebussard und Rotmilan. Andere Greifvogelarten kamen in geringeren Individuenzahlen vor.

Bei Gänsen und Kranichen konnte sowohl eine Meidung der WP als auch deutliches Ausweichverhalten beobachtet werden. Greifvögel wurden dagegen überproportional häufig im Nahbereich von WEA festgestellt werden und zeigten kaum erkennbare Ausweichreaktionen. Bei Watvögeln ergibt sich ein uneinheitliches Bild.

5 VALIDIERUNG DES BAND-MODELLS

Sabrina Weitekamp, Hanna Timmermann und Marc Reichenbach (ARSU GmbH)

5.1 Einleitung

Die Prognose konkreter Auswirkungen von WEA auf Vogelarten und deren artenschutzrechtliche Bewertung spielt in nicht wenigen Fällen eine zentrale Rolle bei Genehmigungsverfahren von WEA.

Um das Gefährdungsrisiko der Zielarten (Kap. 2) im Bereich bestehender WP zu quantifizieren, wird oftmals ein sog. Collision-Risk-Model (CRM) basierend auf den detaillierten Daten der Raumnutzungsbeobachtungen (Kap. 4) verwendet (MASDEN & COOK im Druck). International kommt hierfür meist das sogenannte „BAND-Modell“ (BAND et al. 2007) zum Einsatz, welches ursprünglich bereits 1995 konzipiert und 2000 veröffentlicht wurde (SNH 2000). Seit damals gab es eine Reihe von Anpassungen, die aktuellste beinhaltet eine Offshore-Version in einem dazugehörigen Projekt des Strategic Ornithological Support Services (SOSS) (BAND 2012a, b).

Bei dem BAND-Modell handelt es sich demzufolge um ein anerkanntes Verfahren, welches in Großbritannien im Rahmen der Umweltfolgenabschätzung regelmäßig angewendet wird, um eine Prognose der Kollisionsgefahr an den geplanten WP-Standorten treffen zu können (SNH 2010a). Allerdings sind die Ergebnisse solcher CRM bisher nur in wenigen Fällen überprüft worden. FERRER et al. (2012b) fanden keinen Zusammenhang zwischen den Risikoprognosen der Umweltverträglichkeitsprüfungen und den tatsächlich eingetretenen Kollisionsopfern, und auch nur eine schwache Verbindung zwischen der gemessenen Mortalität der Zielarten und der Flugaktivität. In ähnlicher Weise konnten auch DE LUCAS et al. (2008) nur einen schwachen Zusammenhang zwischen Abundanz und gefundenen Kollisionsopfern nachweisen. Daher bleibt fraglich, ob es mit Hilfe des BAND-Modells im Vorfeld möglich ist, realistische Kollisionsraten für geplante WP-Standorte mit Blick auf den Maßstab der potenziellen signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos zu ermitteln.

Ziel dieses Kapitels ist es daher, das BAND-Modell anhand der bei der Suche nach Kollisionsopfern gewonnenen Daten (Kap. 2 und Kap. 3) an bestehenden WEA zu überprüfen. Das PROGRESS-Projekt bietet auf der Grundlage der parallel zu den Kollisionsopfern erhobenen Daten zur Flugaktivität (Kap. 4) die Möglichkeit eines Vergleichs von mittels BAND-Modell prognostizierten Zahlen mit den tatsächlich ermittelten bzw. geschätzten Kollisionsopfern, um folgende Fragen beantworten zu können:

KERNFRAGEN:

Wie genau können Rechenansätze - wie das Band-Modell - die Kollisionswahrscheinlichkeit unter praxistauglichen Bedingungen abbilden?

Welche Parameter müssen in ein solches Modell einfließen, damit ausreichende Aussagekraft besteht bzw. in welcher Weise beeinflussen diese die Modellergebnisse?

5.2 Methode

5.2.1 Das BAND-Modell im Überblick

Für das BAND-Modell wird in einem ersten Schritt die potenzielle Aufenthaltsdauer einer Art durch die Erfassung der Flugaktivität mittels sog. Vantage-Point (VP) Watches in der Gefahrenzone der Rotoren ermittelt (Kap. 4). Dabei setzt das Modell keinen Zusammenhang zwischen der Vogelabundanz, sondern zwischen der Flugdauer und möglichen Kollisionen voraus. Es ist daher dasselbe, ob sich ein Vogel 100 min in dem Luftraum aufhält, oder ob hier 100 Tiere, bei gleichem Beobachtungsaufwand, in einer Minute anwesend sind. Im ersteren Fall setzt das Modell den vollständigen Ersatz der potenziell getöteten Individuen durch neue Reviervögel voraus. Nachfolgend wird dann mittels verschiedener Annahmen die Anzahl möglicher Rotordurchflüge während der Flugdauer berechnet. In einem nächsten Schritt wird die Wahrscheinlichkeit bestimmt, dass ein Vogel bei solch einem potenziellen Rotordurchflug tatsächlich verunglückt. Die resultierende anzunehmende Anzahl kollidierter Vögel ist das Produkt aus der Anzahl der Durchflüge und der Kollisionswahrscheinlichkeit eines solchen Durchflugs. Die Grundannahme ist daher, dass bei einer geringen Aufenthaltsdauer einer Art im Gefahrenbereich einer WEA die Kollisionsrate unabhängig von anderen Einflussparametern sehr gering sein dürfte. Da bei dieser Rechnung ein mögliches Ausweichverhalten der Vögel noch nicht berücksichtigt wird (SNH 2000), muss in einem weiteren Schritt eine Korrektur mittels der sogenannten Avoidance Rate (AR) erfolgen.

$$\text{Schritt 1} \quad \text{Anzahl Rotordurchflüge} \times \text{Schritt 2} \quad \text{Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotordurchflug} = \frac{\text{Anzahl kollidierter Vögel}}{\text{Zeitraum}}$$

5.2.2 Schritt 1 – Anzahl der Rotordurchflüge pro Zeitraum

Folgende Parameter sind für die Berechnung der Anzahl der Rotordurchflüge im BAND-Modell notwendig:

| | |
|--|---|
| | <p>Windparkspezifische Daten</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fläche des WP(m²) • Turbinenhöhe (m) und -Anzahl • Radius (m) und die maximale Tiefe bzw. Breite des Rotorblatts (m) • mittlerer Anstellwinkel der Rotoren (Pitch) • mittlere Rotationsgeschwindigkeit der Rotoren |
| | <p>Artspezifische Daten</p> <ul style="list-style-type: none"> • Körperlänge (m) und Flügelspannweite (m) der Zielart • Fluggeschwindigkeit (m/s) des Vogels • Gemessene Flugzeit der betreffenden Art während des Untersuchungszeitraums (Std) in der Gefahrenzone • Angenommene Aktivitätszeit der Tiere im Untersuchungszeitraum (Std) <ul style="list-style-type: none"> • <i>[Die Aktivitätsdauer ergibt sich dabei u.a. aus der verfügbaren Tageslänge entsprechend des jew. Breitengrades und den artspezifischen Aktivitätszeiten]</i> |
| | <p>Beobachtungsaufwand</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aufsummierter Beobachtungsaufwand (Std) • Einsehbare Flächenanteile (ha) |

Die Berechnung basiert auf der Annahme, dass die Antreff- und damit auch die Kollisionswahrscheinlichkeit eines Vogels an jedem Punkt innerhalb einer Höhenklasse eines Gebiets identisch sind.

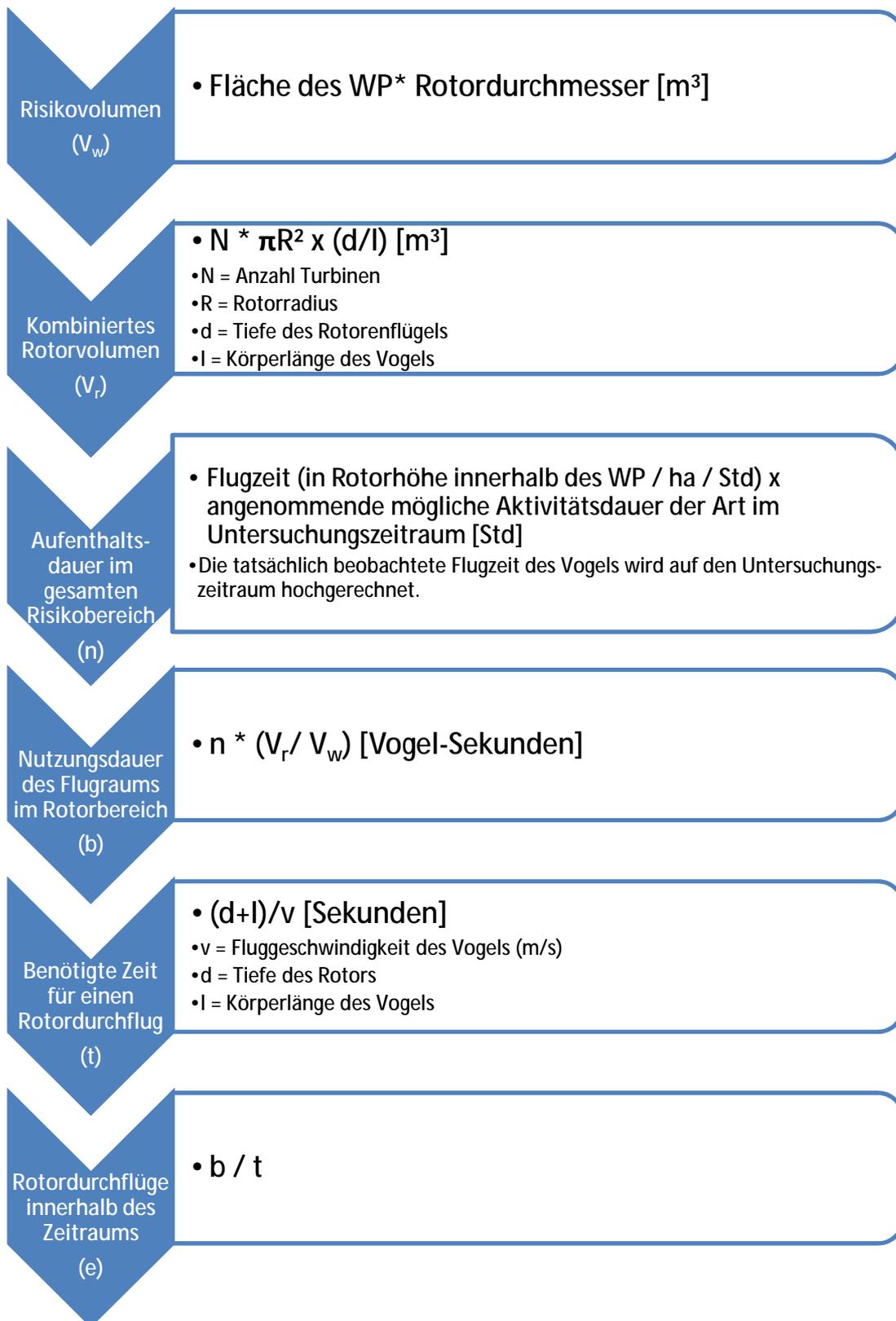


Abb. 5.1 Herleitung der Anzahl potenzieller Rotordurchflüge.

Für alle in PROGRESS untersuchten 55 WP-saisons erfolgte die Berechnung mittels des BAND-Modells für jeden Vantage Point (VP) separat, wobei nur diejenigen Teilbereiche der Gefahrenzone berücksichtigt wurden, die von dem jeweiligen VP vollständig einsehbar waren (Kap. 4). Die Ergebnisse der beiden VP wurden daraufhin für den WP addiert.



Abb. 5.2 Fiktiver Beispiel-WP mit 80 ha vom VP aus einsehbarer Fläche.

Um die nötigen Berechnungen zu veranschaulichen wird im Folgenden als Beispiel ein fiktiver WP verwendet. Ausgehend von einem Beobachtungspunkt, von dem aus 36 Std. lang eine WP-Fläche von 80 ha beobachtet wurde, in der zehn E-82 WEA stehen (vgl. Abb. 5.2), wurden 500 aufsummierte Flugminuten des Mäusebussards innerhalb der Gefahrenzone während dieser Beobachtungszeit eingesetzt. Das BAND-Modell geht dabei von einer gleichmäßigen Verteilung der Zielarten im Untersuchungsraum aus. Für die Berechnung hat diese vereinfachte Annahme den Vorteil, dass die Lage der WEA im sichtbaren Bereich keinen Einfluss auf die Ergebnisse hat.

Für das gewählte Beispiel ermittelt das BAND-Modell circa 100 potenzielle Rotordurchflüge in 12 Wochen (vgl. Tab. 5.1). Die Anzahl möglicher Durchflüge wird dabei v. a. dadurch bestimmt, wie lange sich die Tiere in der gefährlichen Höhenklasse des WP aufhalten und mit welcher Geschwindigkeit sie sich im Raum bewegen (Abb. 5.1).

Tab. 5.1 Berechnung des Schritt 1 für den Mäusebussard in dem fiktiven Beispiel-WP.

| Technische Parameter | | Beobachtungsaufwand | |
|---|---------------------------|--|-------------------------|
| Fläche innerhalb WP | 80,00 ha | von | 28.03.2014 |
| Rotordurchmesser | 82 m | bis | 13.06.2014 |
| Max Rotorbreite | 3 m | insgesamt | |
| Pitch | 17,5 ° | | 36 Std VP Beobachtungen |
| Rotationsgeschwindigkeit | 4 s | | 500,00 Mäusebussardmin |
| Stillstandzeiten der WEA | 0 % | | in Gefahrenzone |
| Biologische Parameter | | Aktivitätsphase während Untersuchungszeitraum + je 0,5h vor SA und nach SU | |
| Länge | 0,54 m | | |
| Flügelspanweite | 1,2 m | | |
| Fluggeschwindigkeit | 9,45 m/s | | |
| angenommene Aktivitätszeit | 1257,5 Std | | |
| Risikovolumen (Vw) | 65.600.000 m ³ | sichtbare WEA | |
| Überstrichener Bereich eines Rotors | 5.281 m ² | 10 | |
| Kombiniertes Rotorvolumen (Vr) | 186.948 m ³ | | |
| Aufenthaltsdauer im Risikobereich (n) | 3,638 Std/12 Wochen | | |
| Nutzungsdauer des Flugraums im Rotorbereich (b) | 37,328 Vogelsek | | |
| Benötigte Zeit für einen Rotordurchflug (t) | 0,375 sek | | |
| Anzahl pot. Rotordurchflüge | 100 in 12 Wochen | für die 10 WEA dort | |

5.2.3 Schritt 2 - Abschätzung der Kollisionswahrscheinlichkeit (P)

Die Berechnung der tatsächlichen Kollisionswahrscheinlichkeit erfolgt nachfolgend mithilfe einer von SNH zur Verfügung gestellten Excel-Vorlage¹ (Abb. 5.3), die den durchschnittlichen prozentualen Anteil von Vögeln berechnet, welcher bei der Durchquerung der Rotorebene von einem Rotorblatt getroffen wird. Es wird dabei noch davon ausgegangen, dass die Tiere keinerlei Ausweichverhalten zeigen. Das Modell berechnet stufenweise die Kollisionswahrscheinlichkeit in Intervallen von 0,05 R (R = äußerer Rotorradius) von der Nabe zur Spitze des Rotorflügels. Als Ergebnis werden die Kollisionswahrscheinlichkeiten für einen Flug a) mit bzw. b) gegen den Wind sowie das durchschnittliche Kollisionsrisiko (a und b in gleichen Teilen einbezogen) ausgegeben.

1. K: handelt es sich um ein 1- (K = 0) oder 3-dimensionales (K= 1) Modell des Rotorblattes?,
2. No. Blades: Anzahl der Rotorblätter,
3. Max. Chord: maximale Tiefe/Breite des Rotorflügels (m),
4. Pitch (degrees): Anstellwinkel des Turbinenblatts, (°)
5. Bird length: Körperlänge des Vogels (m),
6. Wingspan: Spannweite des Vogels (m),
7. F: Rudeflug (F= 0) oder Gleitflug (F = 1) er?,
8. Bird speed: Fluggeschwindigkeit des Vogels (m/s),
9. Rotor Diameter: Durchmesser des Rotors (m),
10. Rotation Period: Rotationsdauer (s).

¹ Excel Datei verfügbar unter:

5.2.4 Schritt 3 - Ergebniskorrektur mittels „Avoidance Rate“

Es ist grundlegend davon auszugehen, dass ein Großteil der Vögel, die sich einer WEA nähern, ein entsprechendes Ausweichverhalten zeigt und keinen Rotordurchflug riskiert (Kap. 4). Aus diesem Grund wird die Anzahl von tatsächlichen Kollisionsopfern mit der sogenannten „Avoidance Rate“ (AR) korrigiert. Diese Erweiterung für das CRM beinhaltet sowohl das kleinräumige Ausweichverhalten als auch vollständiges Meideverhalten der Arten bzgl. der gesamten WP-Fläche. Sie soll gemäß SNH (2010b) aus der Verknüpfung von Ergebnissen einer Kollisionsopfersuche nach der Errichtung des WP mit der Prognose des BAND-Modells vor der Errichtung der WEA bestimmt werden.

Die Abschätzung der AR erfolgt mit Feld- und Modelldaten:

$$\text{Avoidance Rate (AR)} = 1 - \frac{\text{geschätzte Anzahl Kollisionsopfer}}{\text{Anzahl Kollisionsopfer laut Band-Modell}}$$

Folglich wäre die AR 95 %, wenn fünf kollidierte Tiere gefunden bzw. geschätzt wurden und zuvor 100 Kollisionsopfer durch das Modell prognostiziert wurden.

Demnach ist die Bezeichnung AR für diesen dritten Schritt im BAND Modell eine irreführende Bezeichnung bzw. Fehlbenennung, da damit nicht der Anteil von Vögeln gemeint ist, der die Umgebung der WEA aktiv meidet, sondern schlicht das Verhältnis der korrigierten Anzahl geschätzter Kollisionsopfer (Kap. 3) zu der aus dem BAND-Modell prognostizierten Anzahl.

Es handelt sich also nicht um die Ergebnisse von direkten Verhaltensbeobachtungen, sondern vielmehr um eine Summe verschiedenster Einflussfaktoren, die zu Unterschieden zwischen der prognostizierten und der geschätzten Anzahl an Kollisionsopfern führen. Aus diesem Grund wird im weiteren Text der englische Originalbegriff beibehalten.

Diese Anzahl an Kollisionsopfern pro jeweiligen Zeitraum (als ein Produkt der Kollisionswahrscheinlichkeit, der Aufenthaltsdauer der Vögel in der Gefahrenzone und der AR) wird dann als Mortalitätsrate (f) bezeichnet, wobei davon ausgegangen wird, dass jedes Kollisionsopfer auch tatsächlich verstirbt.

$$f = \text{Errechnete Anzahl kollidierter Vögel} \times 1 - \left(\frac{\text{Avoidance Rate}}{100} \right)$$

Für einige Vogelarten sind bereits entsprechende AR aus der Literatur bekannt (Tab. 12.18 im Anhang), für die restlichen Arten wird meist eine Rate von 98 % angenommen (SNH 2010b). SNH hat eine überarbeitete AR für überwinternde Gänse veröffentlicht (DOUSE 2013), nach der die AR für Gänse von 99 % auf 99,8 % hochgesetzt wurde, da diese Arten nach aktuellem Kenntnisstand nur in sehr geringem Maße von Kollisionen betroffen sind. Die Tatsache, dass diese AR generell sehr hoch sind, führt dazu, dass schon kleine Änderungen große Unterschiede für die Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit zur Folge haben, was diese Berechnungen anfällig für Fehler macht. CHAMBERLAIN et al. (2005); (2006) zeigten, dass von allen Parametern im BAND-Modell die AR den größten Einfluss auf die prognostizierte Kollisionsrate ausübt, wie folgendes Beispiel veranschaulicht:

Änderung der Avoidance Rate

| Avoidance Rate | 0% | 95% | 99% | 99,80% | 99,90% |
|--------------------|------|-----|-----|--------|--------|
| Kollisionsprognose | 1000 | 50 | 10 | 2 | 1 |

Eine Erhöhung der AR von 99 % auf 99,8 % führt somit zu einer Reduktion der prognostizierten Kollisionen um weitere 80 %. Das komplette Fehlen von Vermeidungsverhalten (0 %) ist bisher in keiner Studie zur Interaktion mit WEA beobachtet worden.

Die AR wird als ein Artsspezifikum unabhängig vom WEA-Typ angenommen. Auch RASRAN *et al.* (2010), die das BAND-Modell für eine vergleichende Fragestellung anwendeten, gingen dabei von einer einzigen artsspezifischen AR aus. Bei üblichen AR von 95 % bzw. 99 % (Tab. 12.18) ergibt sich somit in dem obigen fiktiven Beispiel, dass von den ca. 100 Rotordurchflügen in der Beispielrechnung in 12 Wochen nicht 7,43 Vögel an den zehn WEA zu möglichen Kollisionsopfern werden, sondern nur 0,37 bzw. lediglich 0,07 Tiere (Tab. 5.2).

Tab. 5.2 Korrektur mittels Avoidance Rate.

| | | |
|------------------------------|------------------|--|
| Anzahl pot. Rotordurchflüge | 100 in 12 Wochen | für die 10 WEA dort 9,4 Schlagopfer 7,43 Schlagopfer 0,37 Schlagopfer 0,19 Schlagopfer 0,07 Schlagopfer 0,01 Schlagopfer |
| Kollisionswahrscheinlichkeit | 9,4 % | |
| Stillstandzeiten | 21 % | |
| abzgl. Avoidance rate | | |
| | 0,372 95,00% | |
| | 0,186 97,50% | |
| | 0,074 99,00% | |
| | 0,007 99,90% | |

5.2.5 Artenauswahl für die Validierung

Für die Gegenüberstellung der mit dem BAND-Modell prognostizierten Kollisionen mit den auf Grundlage der tatsächlichen Fundzahlen geschätzten Kollisionsopfern konnten lediglich die Arten verwendet werden, für die in PROGRESS ausreichend Daten erhoben werden konnten (Kap. 3). Hierbei handelt es sich neben den Nichtzielarten um Mäusebussard, Turmfalke, Kiebitz, Goldregenpfeifer und Rotmilan, für die mit den folgenden Parametern gerechnet wurde:

Tab. 5.3 Biometrische Daten für die fünf betrachteten Arten als Parameter des BAND-Modells.

| Parameter | Mäusebussard | Turmfalke | Kiebitz | Goldregenpfeifer | Rotmilan |
|-----------------------------|--------------|-----------|---------|------------------|----------|
| Körperlänge (m) | 0,54 | 0,34 | 0,30 | 0,28 | 0,63 |
| Flügelspannweite (m) | 1,20 | 0,76 | 0,84 | 0,72 | 1,85 |
| Fluggeschwindigkeit (m/sec) | 9,45 | 10,10 | 12,35 | 17,90 | 11,80 |
| flapping_0 / _gliding 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |

Dabei sind jedoch die Schätzungen aus Kap. 3 für Vogelarten mit nur wenigen gefundenen Kollisionsopfern (besonders Turmfalke und Rotmilan) mit einer erhöhten Unsicherheit versehen. Auch die geschätzte Varianz zwischen den WP ist bei einigen Arten ebenfalls sehr hoch (z. B. Rotmilan). In gleicher Weise sind auch die Daten zur Flugaktivität, die den Ergebnissen des BAND-Modells zu-

grunde liegen, durch eine hohe Variabilität gekennzeichnet, was bei dem Vergleich der beiden Datensätze zu berücksichtigen ist (Kap. 5.4.2.4.).

In Abhängigkeit von der Häufigkeit und der regionalen Verbreitung der fünf analysierten Arten wurden als Datengrundlage für die Schätzung der Anzahl der Kollisionsofopfer aus den gefundenen Kollisionsofopfern alle WP-Saisons – wie bei Mäusebussard und Turmfalke – oder nur eine räumliche Auswahl genutzt. Für den Rotmilan waren dies 29, für den Kiebitz 38 und für den Goldregenvögel 18 WP-Saisons. Alle übrigen WP, für die dennoch Kollisionen mit Hilfe des BAND-Modells prognostiziert wurden, wurden innerhalb der folgenden windparkspezifischen Diagramme (Abb. 5.5- Abb. 5.9) mit k. D. (keine Daten) gekennzeichnet.

Für jede WP-Saison erfolgte zudem die Abschätzung der AR in den bestehenden WP nach der bereits bekannten Formel:

$$\text{Avoidance Rate} = 1 - \frac{(\text{Anzahl Kollisionsofopfer})_{\text{geschätzt}}}{(\text{Anzahl Kollisionsofopfer})_{\text{BAND}}}$$

Dabei ergeben sich zusammenfassend drei mögliche Ergebnisse:

1. positive Avoidance Rate (biologisch sinnvoll)

AR im eigentlichen Sinne (aktives Ausweichverhalten zur Vermeidung von Kollisionen- Schritt 3 im Kap. 5.2.4); hierzu müssen die Prognosen mittels BAND-Modell deutlich größer ausfallen als die Schätzungen auf Basis der Kollisionsofopfersuche.

$$1 - \frac{\text{kleine Zahl } (\text{Anzahl Kollisionsofopfer})_{\text{geschätzt}}}{\text{große Zahl } (\text{Anzahl Kollisionsofopfer})_{\text{BAND}}}$$

2. negative Avoidance Rate (biologisch nicht sinnvoll)

Die auf Basis der Kollisionsofopfer geschätzte Anzahl Kollisionen ist hier deutlich größer als die mittels BAND-Modell prognostizierte Individuenanzahl, was eine Attraktionswirkung der Rotorfläche suggeriert. Das Risiko wurde hier also unterschätzt.

$$1 - \frac{\text{große Zahl}}{\text{kleine Zahl}}$$

3. mathematisch nicht bestimmbarer Avoidance Rate (#)

In einem solchen WP war das prognostizierte Risiko gleich Null, dennoch wurden Kollisionsofopfer gefunden bzw. die auf Basis der Kollisionsofopfersuche geschätzte Anzahl an Kollisionen ist größer als Null. Auch hier wurde das Risiko also unterschätzt.

$$1 - \frac{(\text{Anzahl Kollisionsofopfer})_{\text{geschätzt}}}{0}$$

Würde man die auf diese Weise ermittelten AR aus bereits bestehenden WP mit den Daten einer Raumnutzungsbeobachtung vor der Neuerrichtung kombinieren, würde das bei einer Reihe von Arten zu einer Überschätzung der Mortalitätsraten führen. Dies beruht auf der fehlenden Möglichkeit einer Ermittlung der sog. Makro-Avoidance, d. h. des Anteils derjenigen, die die WP-Fläche nach Errichtung der Anlagen aufgrund eines großräumigeren Meideverhaltens verlassen haben. Hierdurch würde sich die Flugaktivität in der Umgebung der WEA und entsprechend auch das Kollisionsrisiko bereits vermindert haben.

Allerdings ist der Wissenstand über Verdrängungs- oder auch Anziehungseffekte insbesondere für Greifvögel leider immer noch unzureichend. Es gibt nur wenige überzeugende Studien über die Bedeutung dieser Faktoren, vornehmlich bedingt durch einen Mangel an sog. BACI-Studien (before-after-control-impact (KREBS 1999), (DREWITT & LANGSTON 2006b). Dies zusammen mit der Tatsache, dass Greife ganz allgemein mit sehr geringen Brutdichten vorkommen (NEWTON 1979) hat zur Folge, dass bislang nur wenige Studien zum Verdrängungseffekt bei brütenden Greifvögeln durchgeführt wurden (WHITFIELD & MADDERS 2006d). Zumindest für die beiden in Deutschland häufigen und verbreiteten Arten, Mäusebussard und Turmfalke, liegen jedoch einige Studien vor, die belegen, dass Mäusebussarde und Turmfalke weder bei der Jagd noch bei der Brutplatzwahl Meideverhalten gegenüber WEA zeigen (z.B. BERGEN 2001, 2002, HOLZHÜTER & GRÜNKORN 2006, MÖCKEL & WIESNER 2007). HÖTKER et al. (2013) gehen auf der Grundlage von telemetrischen Daten zu Wiesenweihen, Rotmilanen und Seeadlern davon aus, dass Greifvögel generell kaum Meideverhalten gegenüber WEA zeigen. Dies wird auch durch die in PROGRESS erhobenen Daten zum Ausweichverhalten von Greifvögeln bestätigt (Kap. 4).

Es wird daher für die vorliegende Untersuchung zur Validierung des BAND-Modells davon ausgegangen, dass die Makro-Avoidance bei Greifvögeln nur eine geringe Rolle spielt und daher die Flugaktivität innerhalb bestehender WP in Relation zur Vorher-Situation nicht deutlich verringert ist. Es wird daher zunächst eine AR von 95 % als Grundlage verwendet. Dabei handelt es sich bereits um einen konservativen Ansatz, berücksichtigt man, dass z. B. für den Rotmilan in der Fachliteratur i. d. R. die Verwendung einer AR von 98 % empfohlen wird (WHITFIELD & MADDERS 2006b; SNH 2010b). Dennoch soll erwähnt werden, dass in anderen Studien teilweise ein Verdrängungseffekt für nahrungssuchende Greife gezeigt werden konnte (HÖTKER 2006, PEARCE-HIGGINS et al. 2009, SMALLWOOD et al. 2009). Allerdings wurde bereits auch vermehrt gezeigt, dass die Flugaktivität einiger Arten in der nahen Umgebung der WEA sogar ansteigt (BARRIOS & RODRÍGUEZ 2004, SMALLWOOD & THELANDER 2004, SMALLWOOD et al. 2007, SMALLWOOD et al. 2009). Gerade für den Rotmilan wurde in aktuellen Studien beschrieben, dass diese Art vermehrt die Umgebung der WEA sogar gezielt aufsucht und nicht meidet, da die Strukturen unter den WEA sowie entlang der Zuwegungen attraktiv für nahrungssuchende Rotmilane sind, wodurch das Kollisionsrisiko sich entsprechend erhöht. (u. a. HÖTKER 2009, KRÜGER 2009, GELPKE & HORMANN 2010, BELLEBAUM et al. 2013, HÖTKER et al. 2013, MAMMEN et al. 2014). Eine solche Anziehungswirkung ist im Vorfeld nur schwer quantifizierbar und auch für andere Arten wie Turmfalke und Mäusebussard durchaus denkbar.

Für rastende Goldregenpfeifer hingegen konnten (HÖTKER et al. 2006) in 72 % der WP-Studien Meidungsabstände (n= 29), mit Mindestentfernung zwischen 50 bis 850 m (Median = 135, n= 22) zeigen. Auch WHITFIELD (2007) konnte solches Meideverhalten, insbesondere außerhalb der Brutzeit, für andere Limikolenarten nachweisen.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Prognosen des BAND-Modells im Überblick

Die Berechnungen mit Hilfe des BAND-Modells (ohne AR) führten überwiegend zur sehr niedrigen Kollisionsraten in den einzelnen WP-Saisons (Abb. 5.4).

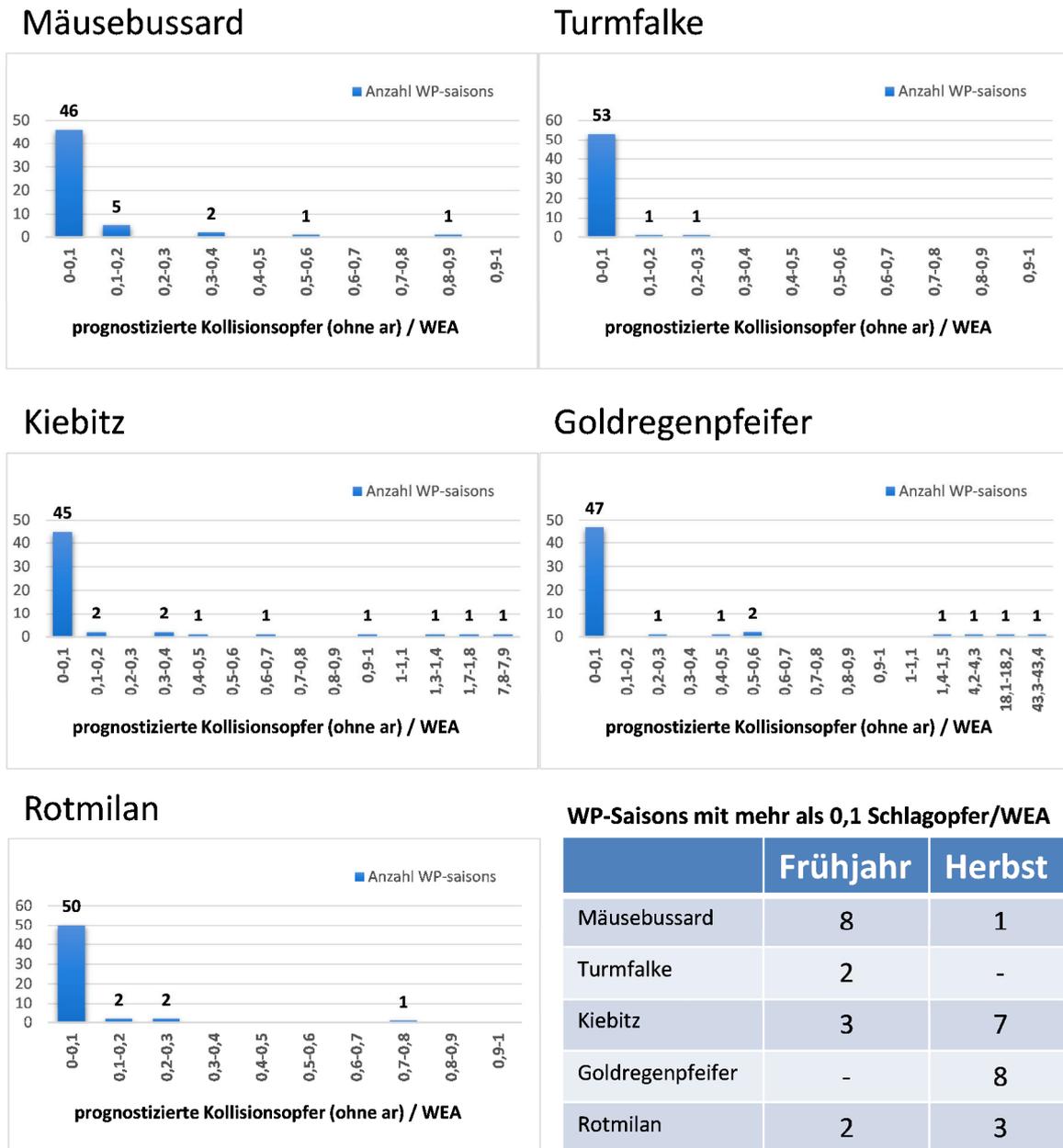


Abb. 5.4 Häufigkeit der mit BAND-Modell prognostizierten Kollisionsopfer je WP-Saison (pro sichtbare WEA / 12 Wochen ohne AR).

Für den Mäusebussard, als Zielart mit den höchsten Kollisionsopferzahlen innerhalb des Projekts, prognostizierte das Modell für 84 % aller WP-Saisons weniger als 0,1 Kollisionsopfer pro WEA (vgl. Abb. 5.4) – bei angenommenen 95 % AR wären das 0,005 Mäusebussarde/12 Wochen pro WEA. In drei der 55 beobachteten WP waren die berechneten Kollisionsraten gleich null. Bis auf einen sind die neun WP mit dem höchsten Risiko (mit mehr als 0,1 Kollisionsopfer pro WEA) allesamt WP, die in Frühjahrssaisons untersucht wurden. Dagegen sind die für die Schätzung gewerteter Funde weitgehend gleichmäßig auf Frühjahr und Herbst verteilt (Kap. 2). Die der BAND-Modell zugrunde liegenden Verhaltensbeobachtungen registrierten somit im Frühjahr eine deutlich größere Flugaktivität als im Herbst (z. B. Balz- und Revierflüge), obwohl im Herbst auf der Grundlage der Kollisionsopferfunde etwa gleich viel Rotordurchflüge stattgefunden haben müssen wie im Frühjahr. Dies lässt sich ggf. durch die vermehrte Individuenzahl der Bussarde während des Durchzugs im Herbst erklären.

Bei der Auswertung des Turmfalken wiesen 93 % aller WP-Saisons pro WEA weniger als 0,1 prognostizierte Kollisionsopfer auf. Für zwölf WP wurde gar kein Kollisionsrisiko ermittelt. Dies korrespondiert mit den geringen Aufenthalten in der Gefahrenzone während der Verhaltensbeobachtungen (Kap. 4).

Auch für den Kiebitz - als störepfindliche Art (Kap. 4) – ergaben die Prognosen für 82 % aller WP-Saison-Prognosen weniger als 0,1 prognostizierte Kollisionsopfer pro WEA. Für einen WP wurde allerdings ein sehr hoher Wert von 7,8 Kollisionsopfern prognostiziert (vgl. Kap. 5.3.4). Die drei WP-Saisons mit mehr als einem prognostizierten Kollisionsopfer pro WEA waren alles Herbstsaisons. Dieser Unterschied zwischen Brut- und Rastgeschehen zeigt sich auch bei den gewerteten Funden, denn von den neun gewerteten Kollisionsopfer stammen nur zwei aus dem Frühjahr und sieben wurden im Herbst, zur Zeit des Hauptdurchzugs, gefunden (Kap. 2). Der Kiebitz scheint somit als Gastvogel einem höheren Kollisionsrisiko zu unterliegen als während der Brutzeit, was u. a. durch die unterschiedliche Häufigkeit begründet werden kann.

Für den Goldregenpfeifer wurden für 85 % aller WP-Saisons weniger als 0,1 prognostizierte Kollisionsopfer pro WEA ermittelt. Hier waren 43 WPs risikoarm, was sich aber schon durch die küstenbezogenen Verbreitung dieser Art erklärt (Kap. 3). Berücksichtigt man nur die 18 WP, in denen die Art auch vorkam, so waren sechs WP risikofrei (aufgrund der fehlenden Registrierungen in der Gefahrenzone) und vier der 18 WP-Saisons wiesen weniger als 0,1 prognostizierte Kollisionsopfer pro WEA, zusammen also 55 %. Die acht übrigen WP mit den Prognosen von mehr als 0,2 Opfern ohne AR pro WEA waren alles WP, die im Herbst untersucht wurden. Auch die fünf gewerteten Funde der Goldregenpfeifer stammen alle aus dem Herbst, allerdings ist hier auch die Rastperiode deutlich länger als im Frühjahr (BLEW et al. 2005).

Für den Rotmilan zeigte sich an 25 WP gar kein Kollisionsrisiko und insgesamt prognostizierte das Modell an 91 % aller WP weniger als 0,1 Kollisionsopfer pro WEA. Auch hier ist die Verbreitung der Art im Untersuchungsraum zu beachten (Kap. 4) Doch auch bei der reinen Berücksichtigung der 29 WP-Saisons (Kap. 3) bleibt ein risikofreier WP und in 79 % der übrigen WP-Saisons lieferte die Prognose mittels BAND-Modell weniger als 0,1 Kollisionsopfer pro WEA.

5.3.2 Vergleich Mäusebussard

Die Anzahl der mit dem BAND-Modell prognostizierten Kollisionsopfer (ohne AR) bleibt in der überwiegenden Mehrzahl der WP deutlich unter der Zahl der auf der Basis der Kollisionsopfersuchen geschätzten Individuen. (Abb. 5.5). Insgesamt wurden 12 Mäusebussarde für die Schätzung gewertet, die 76 Kollisionsopfer (Kredibilitätsintervall: 42-124) ergab (Kap. 3). Demgegenüber ergeben die Berechnungen mit dem BAND-Modell insgesamt 35 Kollisionsopfer (zunächst ohne AR). Nimmt man eine konservative AR von 95 % für den Mäusebussard an, bleiben in Summe noch 1,75 prognostizierte Opfer – d. h. 2,3 % der Zahlen der geschätzten Zahlen aus der Kollisionsopfersuche. In der Gesamtbetrachtung führt somit die Prognose der Kollisionsopfer mittels des BAND-Modells auf der Basis der verwendeten Daten zu einer drastischen Unterschätzung.

In dieser Darstellung wurden die BAND-Modell Prognosen zunächst ohne AR ermittelt (rote Balken). Am rechten Abbildungsrand sind diejenigen AR aufgetragen, die rechnerisch von Schritt 2 des BAND-Modells in Schritt 3 zu den auf der Basis der Kollisionsopfersuchen geschätzten Werten führen würden. Lediglich in acht Fällen ergeben sich positive AR, in allen übrigen wären die Werte der Schätzungen rechnerisch nur mit negativen AR zu erreichen. Dies würde bedeuten, dass die Vögel von den Rotoren angezogen würden statt diese zu meiden bzw. dass das Risiko drastisch unterschätzt wurde. Da eine solche negative AR biologisch keinen Sinn ergibt, sind die entsprechenden Werte in Abb. 5.5 und den weiteren nicht im Einzelnen aufgetragen. Selbst in den Fällen mit – biologisch sinnvoller – positiver AR erreichen die Werte bei weitem nicht die nach Literaturlage (siehe Kap. 5.2.4) zu erwartenden 95 – 98 %.

Betrachtet man exemplarisch den WP mit dem größten prognostizierten Kollisionsrisiko für den Mäusebussard ganz unten in Abb. 5.5, so wurden für die dort abgesuchten elf WEA in diesem im Frühjahr bearbeiteten WP (Ende April – Anfang Juli 2012) mit Schritt 2 des BAND-Modells 8,3 Mäusebussarde prognostiziert. Demgegenüber steht ein tatsächlicher gewerteter Fund - hochgerechnet auf 2,77 tote Mäusebussarde.

Hieraus resultiert eine rechnerische AR von nur 67%:

$$\text{Avoidance Rate} = 1 - \frac{2,77_{\text{Kollisionsopfersuche}}}{8,305_{\text{BAND}}} = 67\%$$

Ein anderes Extrem bildet ein im Herbst bearbeiteter WP (Mitte Okt – Mitte Dez 2012), in dem drei tote Mäusebussarde an den zwölf abgesuchten WEA gefunden wurden, obwohl dort lediglich ein Fünftel der Aktivität des vorherigen WP registriert wurde. Unter Berücksichtigung der Korrekturfaktoren führte die Kollisionsopfersuche dort zu hochgerechnet 6,49 toten Mäusebussarden mit einer oberen Kredibilitätsgrenze von 16 Individuen. Aus Schritt 2 des BAND-Modells ergeben sich dagegen lediglich 0,2 Kollisionsopfer. Das bedeutet, dass die Prognose des BAND-Modells viel zu gering ausfällt und das standortspezifische Risiko für diese Art dort durch die Raumnutzungsbeobachtungen bei weitem nicht abgebildet werden konnte.

$$\text{Avoidance Rate} = 1 - \frac{6,49_{\text{Kollisionsopfersuche}}}{0,221_{\text{BAND}}} = -2832\%$$

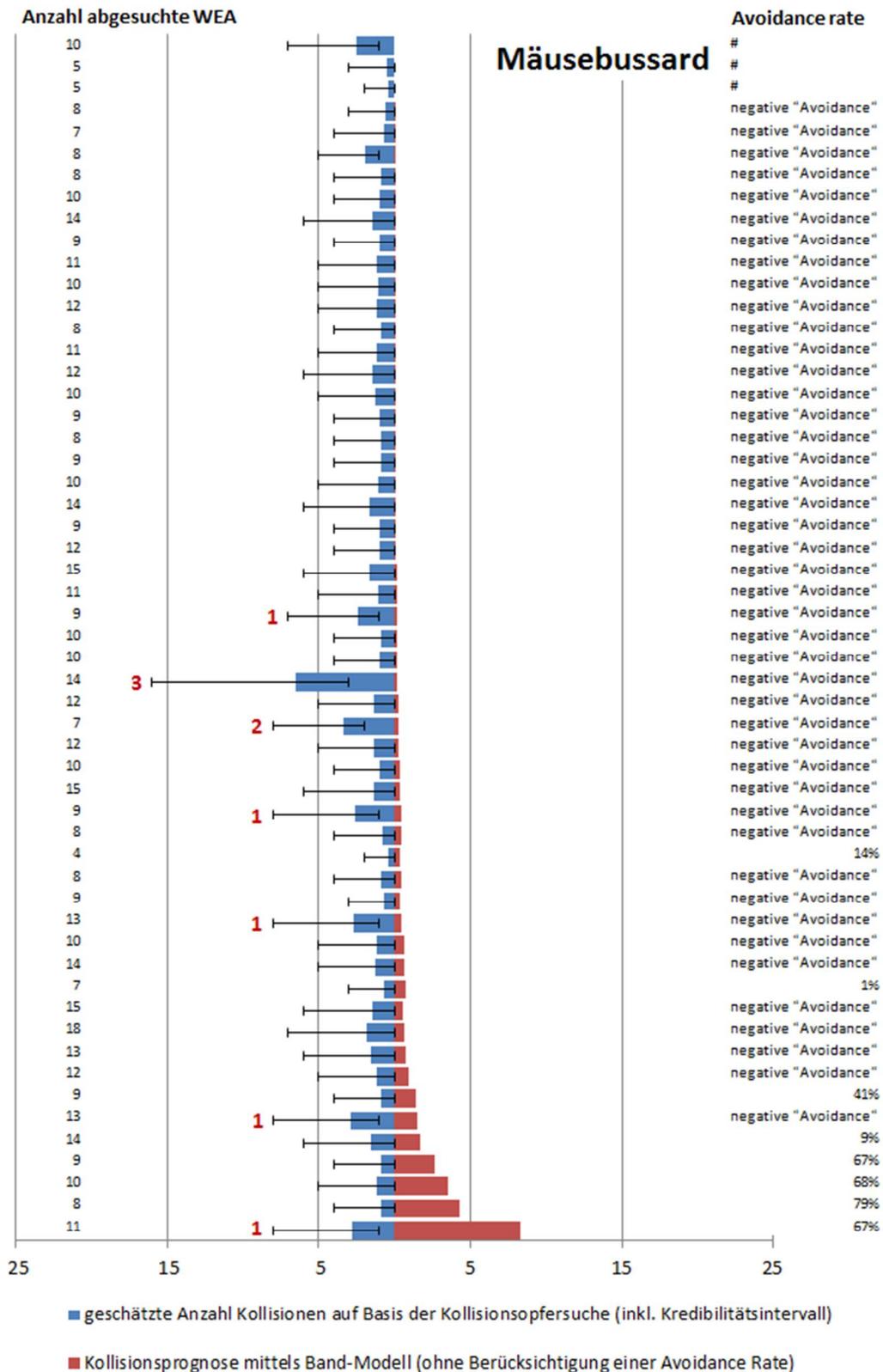


Abb. 5.5 Prognose der Mäusebussardkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditibilitätsintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsofper an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen.

5.3.3 Vergleich Turmfalke

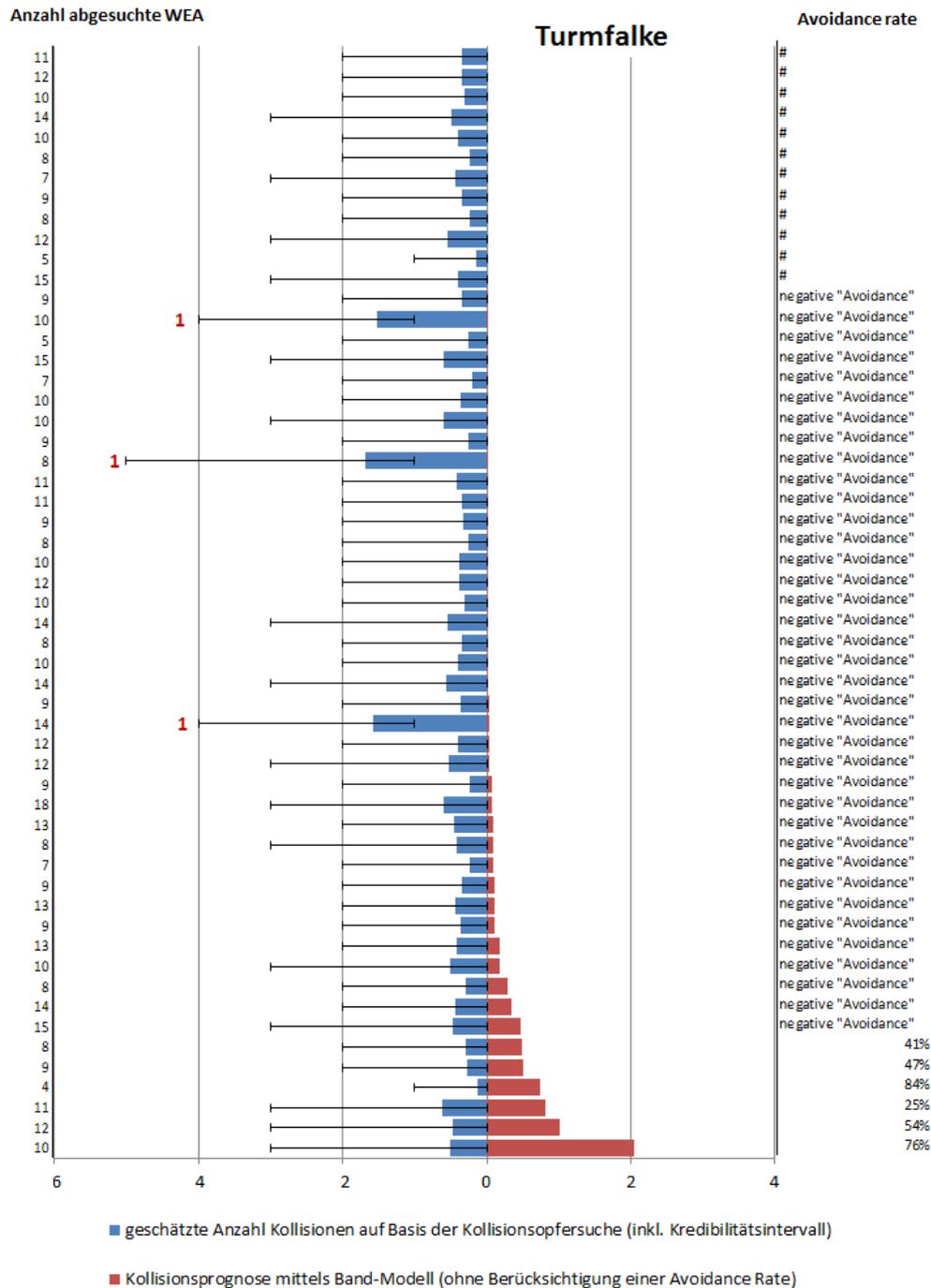


Abb. 5.6 Prognose der Turmfalkenkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditibilitätsintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsopfer an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen.

Alle drei gewerteten Kollisionsopfer des Turmfalken wurden im Herbst – während der Zeit des Durchzugs – in WPs mit sehr geringen beobachteten Aufenthaltsdauern innerhalb der jeweiligen Gefahrenzone (Σ 3 min, 2 min und 0,25 min) gefunden. Die Prognosen des BAND- Modells zeigen keinen Zusammenhang mit den Schätzungen aus der Kollisionsopfersuche (Abb. 5.6).

5.3.4 Vergleich Kiebitz

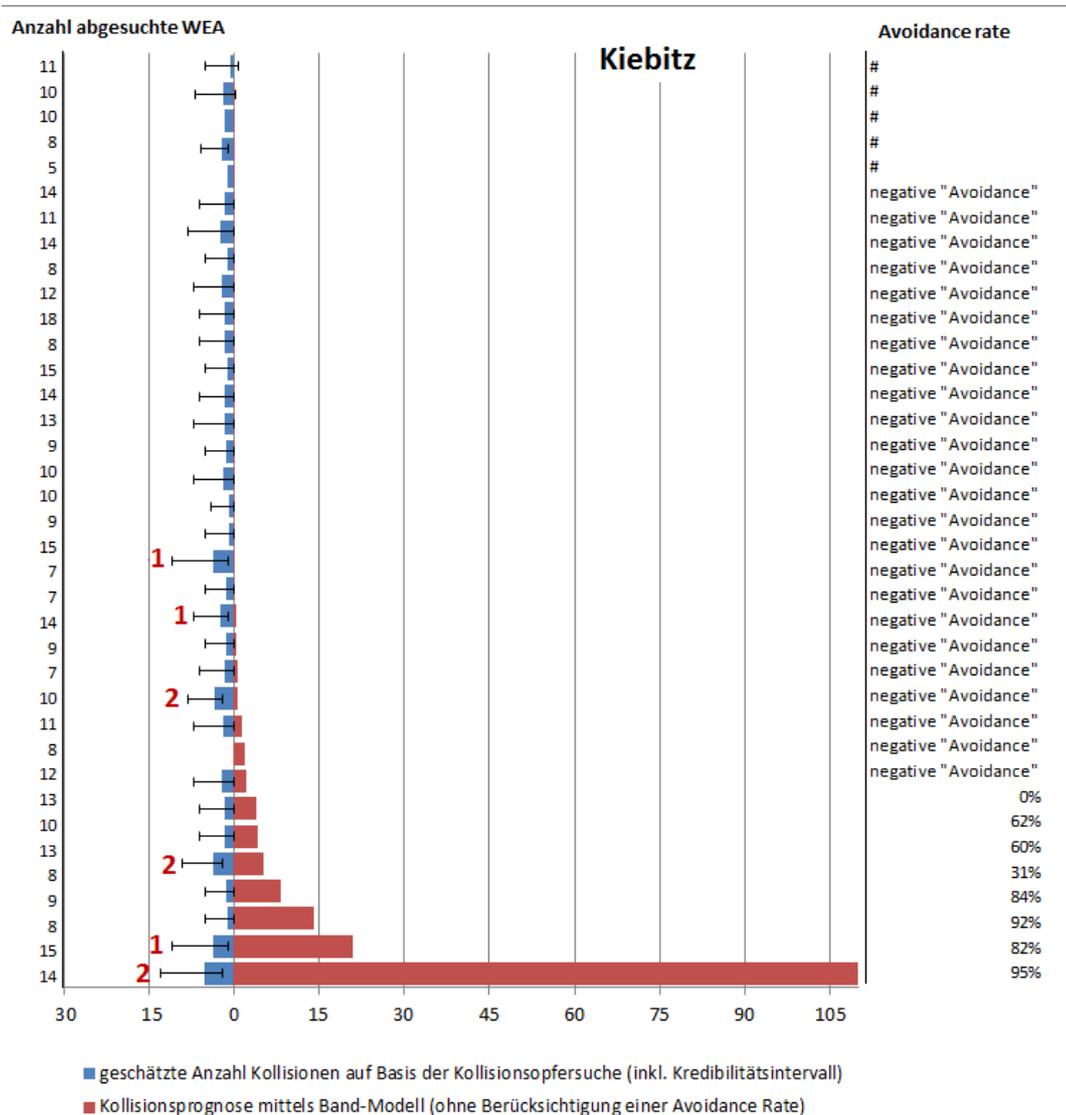


Abb. 5.7 *Prognose der Kiebitzkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsofper an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen.*

Insgesamt gibt es für den Kiebitz sieben WP-Saisons mit positiven AR (Abb. 5.7), davon zwei mit biologisch sinnvollen Werten von > 90 %. Die Prognose für den untersten Fall - ein Herbst-WP (05.09. -21.11.13) – beruht darauf, dass 98 % der ermittelten Aufenthaltsdauer von Kiebitzen in der Gefahrenzone aus einem einzigen Beobachtungsblock stammen, als ein Trupp mit 150 Individuen mehrfach im WP aufflog. Hieraus wird der starke Einfluss von Einzelereignissen auf die Berechnung der Vogelminuten deutlich – also Schwarmgröße x Aufenthaltsdauer, in Verbindung mit der Extrapolation für den 12 Wochen Zeitraum. Ansonsten zeigt sich auch bei dieser Art insgesamt eine starke Unterschätzung der Kollisionsofperzahlen durch das BAND-Modell im Vergleich mit den aus den Kollisionsopfersuchen ermittelten Werten.

5.3.5 Vergleich Goldregenpfeifer

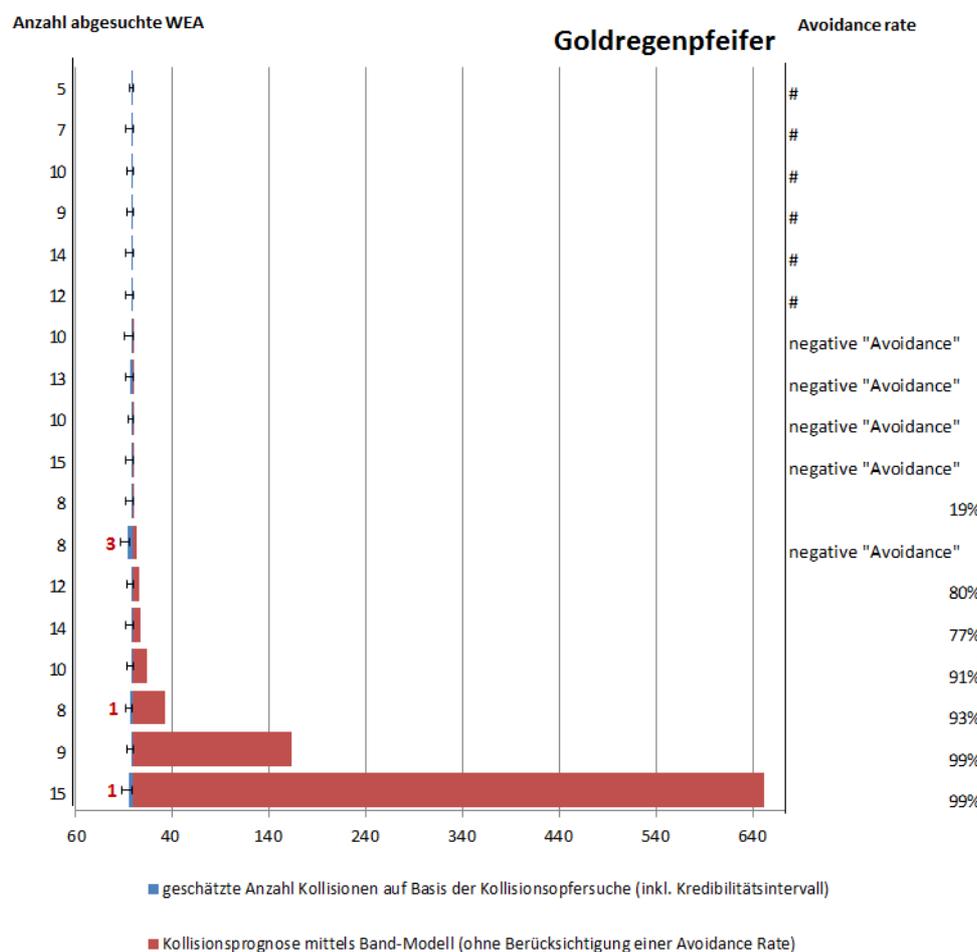


Abb. 5.8 *Prognose der Goldregenpfeiferkollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsopfersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsoffer an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen.*

Für den Goldregenpfeifer konnten in sieben WP-Saisons positive AR ermittelt werden (Abb. 5.8). Auffällig ist v. a. ein WP in Mecklenburg-Vorpommern mit einem prognostizierten Schlagrisiko von zusammen 650 Individuen an den 15 abgesuchten WEA für den Untersuchungszeitraum, also von 43 Individuen/WEA. Dort stammen allerdings 95% der Aufenthaltsdauer, welche in das BAND-Model eingeht, aus einer einzigen Sichtung. Hier wurden 230 Individuen für 105 s (\cong 402 Vogelminuten) innerhalb der nur 9 ha großen Gefahrenzone des relevanten VP registriert. Zusätzlich hatten die WEA dort nur eine sehr niedrige Gesamthöhe von 55 m.

Zum Vergleich wurde in dem WP, aus dem die drei Opfer stammen, ebenfalls der Großteil der Aktivität an einem der beiden VP beobachtet, über 1060 Vogelminuten - allerdings auf einer sichtbaren Fläche von 142 ha - entsprechend gering fällt die Risikoprognose aus. Die Daten verdeutlichen die Schwierigkeit der Ermittlung realistischer Werte für die Flugaktivität bei dieser Art, die auch nachts aktiv ist und dabei meist nicht dieselben Nahrungsfläche nutzt wie tagsüber, und zudem diese Flächen jährlich je nach Fruchtfolge variieren können (PEARCE-HIGGINS & YALDEN 2003; GILLINGS et al. 2005). Zudem wurden insbesondere außerhalb der Brutzeit Vertreibungseffekte von

WHITFIELD (2007) nachgewiesen, welche aufgrund der Methodik in diesem Projekt allerdings unberücksichtigt blieben.

5.3.6 Vergleich Rotmilan

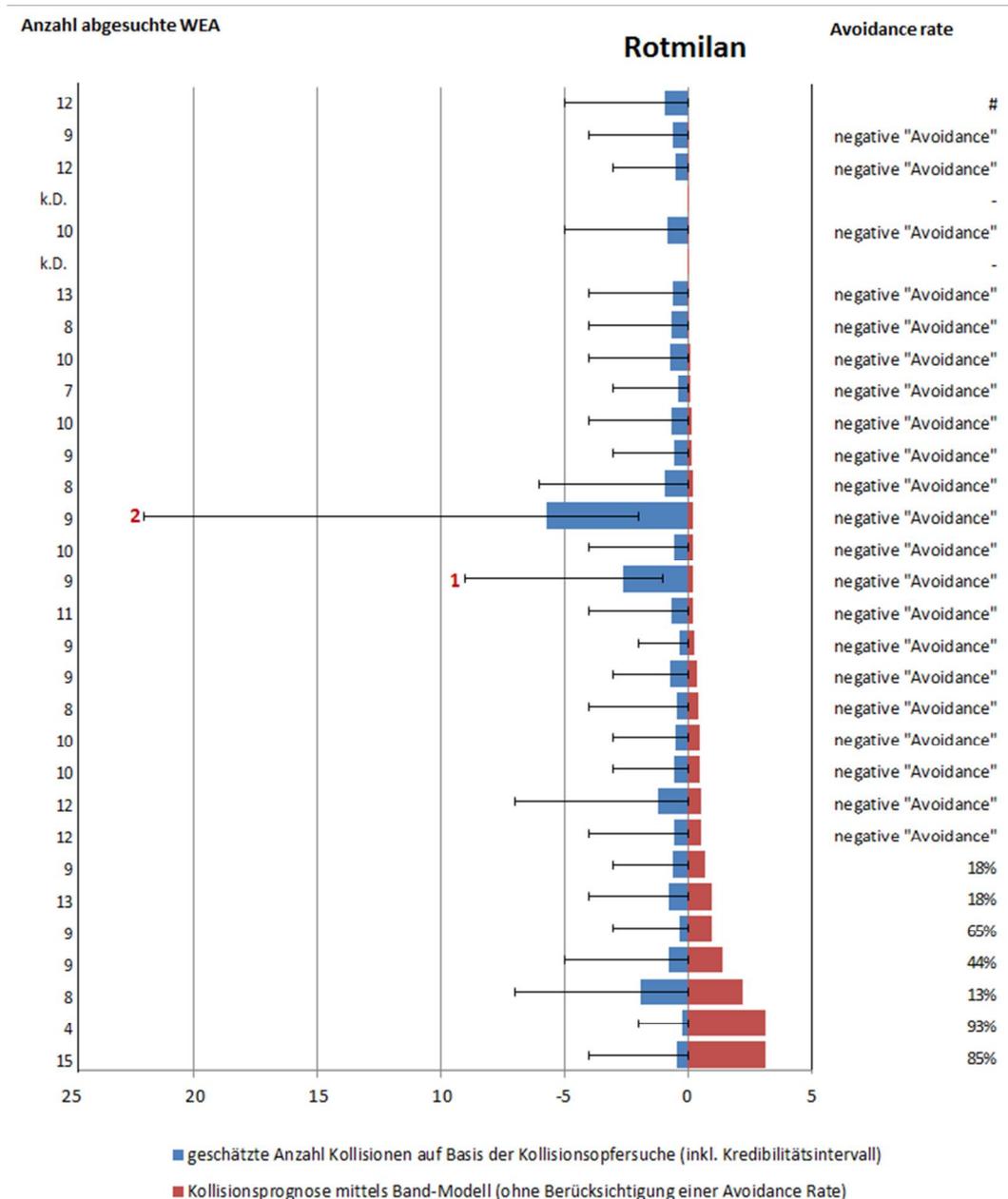


Abb. 5.9 Prognose der Rotmilankollisionen (ohne Berücksichtigung einer AR) aufgetragen gegen die auf Basis der Kollisionsofersuche geschätzte Anzahl Kollisionen inkl. Kreditintervall pro WP-Saison. Rot angefügt sind zudem die tatsächlich gewerteten Kollisionsofper an dem jeweiligen Standort. Rechts sind die rechnerischen AR aufgetragen, um von den BAND-Zahlen zu den geschätzten Zahlen zu gelangen.

Die drei gefundenen Rotmilane stammen aus zwei Frühjahrs-WP aus Mecklenburg-Vorpommern (28.05. / 11.06. und 07.05.), in denen die Prognosen des BAND-Modells das Risiko deutlich unter-

schätzt haben (beide ca. 0,2 ohne AR). Es zeigte sich nur in einem Fall eine biologisch sinnvolle AR von 93 % (Abb. 5.4).

5.4 Diskussion

Die vorgenommenen Vergleiche zwischen den vom BAND-Modell prognostizierten Kollisionsoferzahlen und den auf der Basis der Kollisionsofersuchen geschätzten Werten zeigen deutlich, dass das BAND-Modell mit den zugrunde gelegten Daten und Annahmen die Anzahl der zu erwartenden Kollisionsofer in fast allen WP bei den betrachteten Arten drastisch unterschätzt hat. Beide Werte sind jedoch mit beträchtlichen beobachterabhängigen, stochastischen und systematischen Fehlern behaftet, so dass entsprechend beide Seiten vom wahren Wert erheblich abweichen können. Aus diesem Grund kann es zu einer hohen Variabilität bzgl. der Genauigkeit und Präzision innerhalb der Ergebnisse kommen (vgl. CHAMBERLAIN et al. 2006). Laut BAND (2012a) stellt diese Variabilität der Eingangsdaten sogar das größte Problem für die zuverlässige Vorhersage von Kollisionswahrscheinlichkeiten dar. Die Vorhersagegüte eines Modells hängt also stark von den einzelnen Parametern ab. Nachfolgend werden möglichen Ursachen für diese Diskrepanz der Daten ausführlich und differenziert diskutiert.

5.4.1 Betrachtung möglicher Ursachen bzgl. des Untersuchungsdesigns

Entsprechend der Vorgaben von SNH (2005) werden die Raumnutzungsbeobachtungen für onshore-WP üblicherweise von VP mit 2 km Radius durchgeführt. Auf diese Entfernung ist jedoch von einer deutlichen Abnahme der Erfassbarkeit mit zunehmender Distanz vom Beobachter auszugehen, die entsprechend zu einer zu geringen berechneten Flugaktivität führt (MAY et al. 2010). Aus diesem Grund wurden die Sichtbeobachtungen von vornherein auf 1 km Radius beschränkt (Kap. 4). Dennoch ist auch hierbei nicht auszuschließen, dass in größeren Distanzen eine Verzerrung zugunsten großer Zielarten (Gänse, Schwäne und große Greife) im Vergleich zu kleineren Arten wie Limikolen oder auch kleinen Greifvogelarten stattgefunden hat. Um den Beobachtereinfluss auf die Tiere und ihr Verhalten in WEA-Nähe weitestgehend zu minimieren, wurden die Standorte der VP möglichst außerhalb der eigentlichen WP-Flächen gewählt. Eine Überschneidung der Beobachtungsbereiche der VP wurde möglichst vermieden, um eine Überschätzung der Flugaktivität durch eine gleichzeitige Erfassung eines Individuums durch die beiden Beobachter zu minimieren (MADDERS & WHITFIELD 2006; MAY et al. 2010).

Eine weitere Abweichung besteht darin, dass im Vergleich zum Standard des SNH ein vollständiger 360°Kreis beobachtet wurde, anstelle eines Halbkreises mit 180°. Die beobachtete Fläche ist damit jedoch immer noch deutlich kleiner als bei den SNH-Vorgaben. Zudem wurde jeder WP nur bis max. 500 m außerhalb der WP-Kontur betrachtet (Kap. 4), was die zu beobachtende Fläche nochmals reduziert hat.

Dennoch können Fehler in der Lokalisierung des Vogels auf der Karte stattfinden. Die Ergebnisse sind umso fehleranfälliger, je kürzer die jeweilige Beobachtungssequenz ist (ABU 2013). Das betrifft v. a. Sichtbarkeit der Vögel („kurze Pfeile“ = wenige Flugminuten) in strukturreichen Gebieten. Da jedoch in das BAND-Modell nur Sichtungen aus der Gefahrenzone eingehen, also der Rotorhöhe, wo die Sicht meistens frei war, hat der Strukturreichtum der Untersuchungsgebiete nur einen geringen Einfluss auf die Daten. Ebenso spielen möglicherweise verpasste Vögel außerhalb des WP für die Prognosen des Modells keine Rolle.

Durch die kontinuierliche Beobachtung eines Fokus-Tieres zur Aufzeichnung der Verhaltensreaktionen blieben ggf. weitere im Gebiet anwesende Individuen dieser Art unentdeckt. Zum anderen können nicht mehrere Vögel auf einmal beobachtet werden (z. B. viele parallel balzende Kiebitze in der sichtbaren Fläche), was zu einem Unterschied zwischen beobachteter und tatsächlicher Aktivität und damit einer Unterschätzung der Flugaktivität resultiert. Bei der Prognose der Kollisionszahlen handelt es sich somit stets um Minimalwerte.

Das Ergebnis des Modells kann zudem durch einen zu geringen Stichprobenumfang verfälscht werden. Dabei ist auch die Problematik der Pseudoreplikation durch mehrfaches Beobachten einzelner Individuen zu beachten. Da jedes Tier jedoch nur einmal kollidieren kann (unter der Voraussetzung, dass jede Kollision tödlich endet), ist es möglich, dass die Kollisionsprognose zu groß ausfällt, denn nicht für alle Arten kann ein vollständige bzw. kurzfristiger Ersatz der potenziell getöteten Individuen durch neue Reviervögel vorausgesetzt werden. Notwendig wäre somit eine Unterscheidung von Individuen z. B. durch abgenutzte Handschwingen oder Mauserlücken in Hand- oder Armschwingen (Schwarzstorch²). Auch individuelle Unterschiede in der Gefiederfärbung (Mäusebussard) oder entsprechende Farbmuster im Bauch- und Brustgefieder (Wespenbussard, SÜDBECK et al. 2005)) können wichtige Hinweise liefern. Ebenso können bei den Adlerarten Doppelzählungen auf diese Weise vermindert werden (SÜDBECK et al. 2005, PROBST & STRUWE-JUHL 2009), was dann später bei der Bewertung der Modellergebnisse relevant werden würde. Bei den meisten Arten ist eine individuelle Unterscheidung jedoch nicht möglich.

5.4.2 Modellbezogene Unsicherheiten

5.4.2.1 Unberücksichtigte mögliche Kollision mit unbeweglichen Bauteilen der WEA

Das BAND-Modell geht allgemein davon aus, dass die Vögel starren oder sich langsam bewegenden Teilen wie z. B. Rotorblätter im Trudelbetrieb ausweichen. Selbst wenn dies eine zulässige Annahme während klarer Sichtverhältnissen tagsüber ist, handelt es sich v. a. nachts oder während schlechter Sichtbedingungen nicht immer um eine gültige Voraussetzung. SMALES et al. (2013) z. B. berücksichtigen solche möglichen Kollision mit dem Mast in ihrem Modell-Ansatz. Für Schneehühner in Schweden, Birkhühner in Österreich oder Graumammern, Neuntöter und Goldhähnchen in Deutschland sind Kollisionen mit den Masten von WEA registriert worden (ZEILER & GRÜNSCHACHNER-BERGER 2009, DÜRR 2011, FALKDALEN LINDAHL et al. 2013, MKULNV & LANUV 2013). Auch für den Fasan gibt es anekdotische Beobachtungen, dass diese wahrscheinlich durch Windböen gegen den Mastfuß einer WEA gedrückt wurden und so tödlich verunglückten. Teilweise handelt es sich bei solchen Kollisionen nur um Einzelfälle, wie z. B. die registrierte Kollision von Weißwangengänsen bei Nebel auf Fehmarn (DÜRR 2011), dennoch muss in diesem Zusammenhang davon ausgegangen werden, dass das Gesamtkollisionsrisiko für manche Arten durch das BAND-Modell noch unterschätzt wird. Darüberhinaus gibt es einige Belege, dass Vögel mit festen Infrastrukturobjekten wie z. B. Mobilfunkmasten oder auch Hochspannungsmasten kollidieren (BEVANGER 1995, BAINES & ANDREW 2003, MARTIN & SHAW 2010; MARTIN 2011, LOSS et al. 2014).

² <http://blackstorknotes.blogspot.de/2013/12/methodenstandards-zur-raumnutzung-des.html>

5.4.2.2 Anteil in der Gefahrenzone / Flughöhe

Die Flughöhe der Zielarten in Relation zur Rotorhöhe ist ein äußerst wichtiger Faktor bei der Bestimmung der Kollisionswahrscheinlichkeit (STANEK 2013, JOHNSTON et al. 2014). Neuste Studien zeigen, dass der Anteil der Vögel im Gefahrenbereich genauso entscheidend ist wie die AR (MASDEN et al. in Vorb.). Allerdings kann die Abschätzung von Flughöhen und -Distanzen durch verschiedene Beobachter und ohne technische Hilfsmittel wie Radar, Laser oder Winkelmesser fehlerbehaftet sein und individuell unterschiedlich ausfallen. Trotz einheitlicher Aufnahmebögen, Übung usw. hängt das Ergebnis der Flugbeobachtungen stark von den Fähigkeiten und Erfahrungen des Beobachters ab, so dass es zum Teil schwierig sein kann, verschiedene Studien oder z. T. sogar Ergebnisse verschiedener Beobachter aus einer Studie miteinander zu vergleichen (MADDERS & WHITFIELD 2006, ABU 2013). Denn nicht nur die Flughöhe, sondern auch die Entfernung des beobachteten Individuums kann zu fehlerbehafteten Einschätzungen führen, besonders wenn das Gelände eine hügelige Topographie aufweist und die Beobachtung über große Distanzen hinweg und ohne Vergleichsobjekte in der Landschaft stattfindet (MADDERS & WHITFIELD 2006, ABU 2013). Die Reichweite der Sichtbeobachtungen ist dabei art- und standortspezifisch (SMALLWOOD 2006). Bei größerem Abstand zwischen Beobachter und Vogel (> 800 m) können Entfernungen aber nicht mehr zuverlässig differenziert werden. Besonders ausgeprägt ist diese Untererfassung wahrscheinlich bei sehr hochfliegenden Individuen. Niedrig fliegende Greifvögel werden schneller wahrgenommen und somit häufiger als Focus-Vogel ausgewählt als höher fliegende Tiere, die ggf. unentdeckt bleiben. Da es beim BAND-Modell aber allein um die Vögel in der HK II geht, ist diese Mindererfassung der HK III für den Vergleich mit den Kollisionsopfer vernachlässigbar.

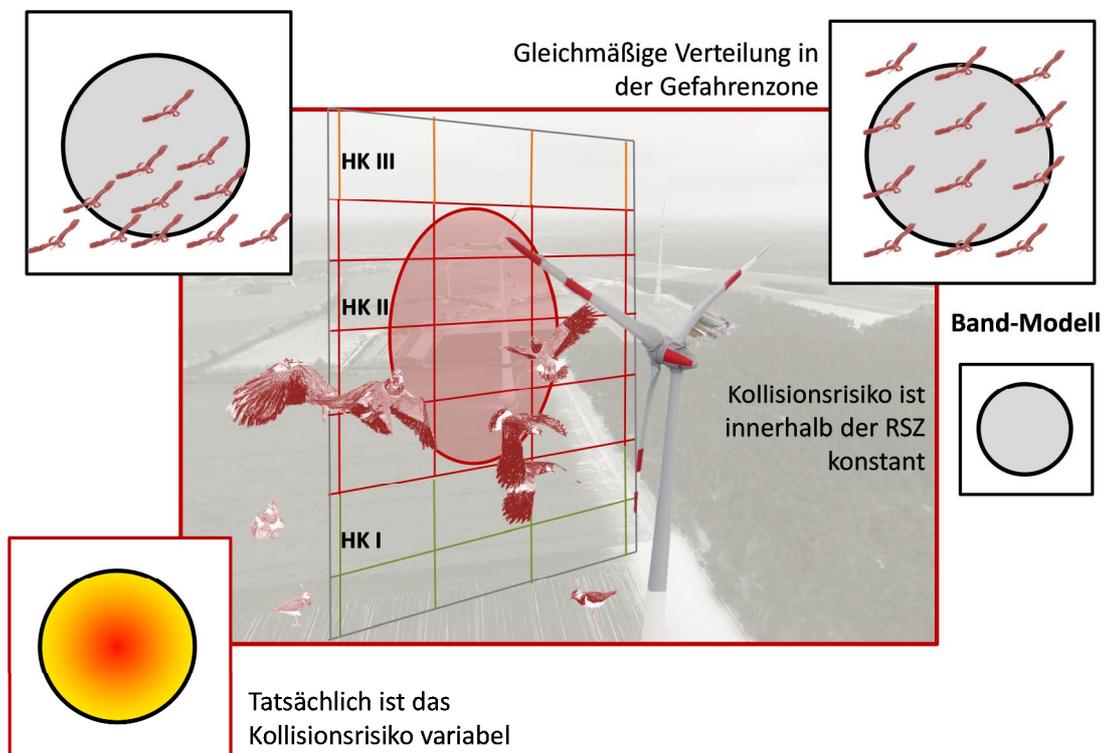


Abb. 5.10 Annahmen des BAND-Modells bzgl. der Verteilung der Vögel in der Gefahrenzone. RSZ = „rotor swept zone“ $\hat{=}$ überstrichene Rotorfläche.

Das BAND-Modell geht zudem davon aus, dass das Kollisionsrisiko innerhalb der vom Rotor überstrichenen Fläche konstant ist und auch die Verteilung der Vögel in der Gefahrenzone gleichmäßig ist (Abb. 5.10 rechts). Tatsächlich ist das Kollisionsrisiko aber durchaus variabel (von innen nach außen abnehmend) und genauso ist es möglich, dass verschiedenen Arten sich eher im unteren Bereich der überstrichenen Fläche aufhalten (Abb. 5.10 links) was bei einer Nichtberücksichtigung zu einer Überbewertung des Risikos führen würde. Auch bei COOK *et al.* (2014) führt eine Steigerung der Flux Rate (Durchflugrate) entsprechend zu einer Zunahme der berechneten AR. Dies beruht darauf, dass die Schätzung auf Basis der Kollisionsopfersuche unverändert bleibt, während die Anzahl Vögel innerhalb des WP ansteigt, was bedeutet, dass ein größerer Anteil dieser Tiere vermeintlich einer Kollision ausgewichen ist.

Die Erfassbarkeit von Flugbewegungen unterliegt aber nicht nur zwischen den zu beobachtenden Vogelarten starken Schwankungen, sondern auch innerhalb der einzelnen Arten. Es können einzelne Tiere je nach Alter, Geschlecht, Habitat oder Verhalten unterschiedlich gut zu beobachten sein (WHITFIELD & MADDERS 2006c). So zeigen z. B. nicht brütende Weihen ein anderes Flugverhalten als brütende – Balzflüge oder Beutetransporte in größeren Höhen sind bei ihnen seltener als bei Altvögeln. Je weiter der Beutefangort dabei vom Brutplatz entfernt ist, umso häufiger fliegen sie im hohen Luftraum. Somit kann es zu einer überproportionalen Beobachtung von nichtbrütenden Weihen kommen, was die Repräsentativität der Ergebnisse beeinflusst (ABU 2013). Zudem kann es durch den Beobachter selbst zu Störungen einiger Arten kommen (beobachtet z. B. beim Steinadler und Merlin in Schottland), was die Beobachtbarkeit zusätzlich einschränkt. Eine weitere Einschränkung ergibt sich durch schwer einsehbare oder sehr große Gebiete.

Der wesentliche Fehleranteil liegt also beim Beobachter bzw. bei der Zuordnung in die richtigen Höhenbänder, was $\pm 25\%$ ausmachen kann (BAND 2012a). Eigene Experimente zur Fehlerermittlung bei der Flughöhenschätzung ergaben allerdings nur eine leichte durchschnittliche Überschätzung des Anteils in der Gefahrenzone von 12 % (Kap. 4.2.7), welche allerdings abhängig vom jeweiligen Beobachter und dem entsprechenden WEA-Typ bleibt. Im Sinne eines worst-case Ansatzes führt dies zu einer erhöhten Kollisionsprognose, gleicht aber ggf. auch eine Unterschätzung der registrierten Aktivität (siehe Kap. 5.4.2.1) mit aus. Generell wird im Leitfaden von Band (2012a) darauf hingewiesen, dass die Kollisionsprognose stets auf der Grundlage der besten Schätzung der einzelnen Parameter beruhen und nicht den ungünstigsten Fall darstellen soll.

5.4.2.3 Flugaktivität der Vögel / Aufenthaltsdauer

Im Rahmen des Projekts wurden v. a. solche WP ausgewählt, in denen mit einem stetigen Auftreten mindestens einer Zielarten zu rechnen war (d. h. von denen bekannt war, dass in ihrem Umfeld Brutplätze einer oder mehrere Zielarten existierten oder dass sie als Nahrungshabitate genutzt wurden). Dennoch wurde teilweise für manche der Zielarten sehr wenig Aktivität in der Umgebung der WP registriert (vgl. Abb. 4.13). Für die allgemeine Anwendbarkeit des BAND Modells werden allerdings in der Literatur keine etwaigen Mindest- Aufenthaltsdauern angegeben.

Nicht nur die geringe Flugaktivität, auch die empfohlene Mindestbeobachtungsdauer von 36 Stunden für jeden WP in der jeweiligen Saison (innerhalb und außerhalb der Brutzeiten und während des Zugs) (SNH 2010a) und die damit verbundenen Annahmen für die Zeiträume

zwischen den Beobachtungseinheiten, führen zu einem eventuell irreführenden Bild der tatsächlichen standortspezifischen Aktivitäten im Laufe der Untersuchungsperiode. Die schleswig-holsteinische Landesregierung sieht demgegenüber für eine einzelne Raumnutzungsanalyse beim Seeadler 70 Erfassungstage mit acht Stunden vor (bei Planung von WP innerhalb eines 3 km Radius um den Brutplatz). Der NLT (2014) hält 30 Tage für erforderlich. LANGGEMACH & MEYBURG (2011) fordern für den Schreiadler 20 Beobachtungstage über mehr als ein Jahr, um eine ausreichende Datenmenge für diese Art zu ermitteln. Grundsätzlich sollte sich die Mindestuntersuchungsdauer an der zu aufgrund artspezifisch unterschiedlichen Verhaltens pro Zeiteinheit zu erwartenden Datenmenge orientieren. Die angenommene Aufenthaltsdauer einer Zielart im Gefahrenbereich der Rotoren wird anhand der im Rahmen der Untersuchung erfassten Flugaktivität (jeweils separat für jeden VP und jeden Untersuchungszeitraum) bestimmt. Dazu muss vorab der maximale Aktivitätszeitraum jeder Zielart definiert werden. Für das Beispiel des Mäusebussards wurde angenommen, dass sie nachts nicht aktiv sind und dass während dieser Zeiten somit keine Kollisionsgefahr besteht. Der tägliche Aktivitätszeitraum wurde mit 0,5 Std. vor Sonnenaufgang bis 0,5 Std. nach Sonnenuntergang festgesetzt. Der sich so ergebende maximale Aktivitätszeitraum betrug für den Mäusebussard - je nach Untersuchungszeitraum und Lage des WP - ca. 1.260 Std (12 Wochen im Frühjahr). Da eine kontinuierliche Überwachung der Vogelaktivität nicht realisierbar war, basieren die Annahmen der Aufenthaltsdauer auf Extrapolationen der Beobachtungsdaten in die nicht beobachteten Zeiträume. Eine Stichprobe von 36 Std. deckt nur knapp 3 % der möglichen Aktivitätszeit ab.

Um auf dieser Grundlage mittels des BAND-Modells ein Kollisionsopfer eines Mäusebussard in den zwölf Wochen für einen der untersuchten WP zu prognostizieren, hätte man in dem fiktiven Beispielbeobachtungspunkt (Tab. 5.1) unter Annahmen einer 95 %-igen AR 1.351 min Flugaktivität des Mäusebussards in der Gefahrenzone beobachten müssen. Das wiederum entspricht $\approx 63\%$ der Gesamtbeobachtungszeit. Ohne jegliche AR wären noch 68 min in der Gefahrenzone erforderlich ($\approx 3\%$). Lässt man die angenommenen Stillstandzeiten aus dem Anfangsbeispiel weg und geht wieder von 9,4 % Kollisionswahrscheinlichkeit und 95 % AR aus, wäre das nahezu die Hälfte der Beobachtungszeit. Dies wird in der „Normallandschaft“ – abseits von Dichtezentren oder unmittelbarer Nachbarschaft zum Brutplatz – für weitgehend unrealistisch gehalten. Demzufolge wäre das Modell gar nicht in der Lage gewesen, eine realistische Zahl an Kollisionsopfern für den Mäusebussard zu prognostizieren. Tatsächlich sind jedoch Kollisionsverluste des Mäusebussards im untersuchten Zeitraum nachgewiesen worden.

Betrachtet man z. B. die Daten von HÖTKER *et al.* (2013) zum Rotmilan, so verbrachten die Vögel etwa ein Viertel des Tages (arithm. Mittel: 24,5 %, SD: 21,2 %, n= 20 Tage) zwischen Sonnenauf- und Sonnenuntergang fliegend. Die Werte zeigen eine sehr große Spannweite, von einer täglichen Flugzeit von 00:11 Stunden bis zu 12:20 Stunden. Entsprechend der Auswertung in Kap. 4 ist von ca. 40 % der Flugdauer in der Rotorzone auszugehen. Das heißt es sind - im Hinblick auf die Aktivität eines Einzelindividuums – von den verfügbaren 36 Std. (2.160 min) – maximal 216 min in der Gefahrenzone zu erwarten, also 10 % der Beobachtungszeit (25 % Aktivität am Tag und 40 % davon in der Höhenklasse II). Allerdings lassen sich Rotmilane aufgrund ihres Verhaltens nicht direkt mit Mäusebussarden vergleichen. Denn der Mäusebussard führt die Jagd meist als Ansitzjäger von Zaunpfählen, Hochspannungsmasten, aber auch über den Such- oder Rüttelflug aus. Der Rotmilan jagt dagegen mehr als andere Greifvögel, aus der Luft über offenen Flächen (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.* 1989).

So betrug beispielsweise die gesamte Flugzeit von zehn ausgewilderten Mäusebussarden vergleichsweise durchschnittlich 1:23 Stunden pro Tag (vgl. Abb. 24. in NEUBECK 2009). Bezogen auf einen 15 Std. Tag im Frühsommer wären das $\approx 9\%$. Dies führt bei der Annahme von 40 % der Flugdauer in der Rotorzone zu ca. 3,6 % der 36 Std. in der Gefahrenzone für die Aktivität eines Individuums. Das wären dann 0,07 prognostizierte Mäusebussardkollisionen bei 95 % AR für den Projektzeitraum. In Relation zu der gefundenen bzw. auf dieser Basis geschätzten Kollisionsopferzahl ist dies wiederum eine drastische Unterschätzung.

Im Mittel aller beprobten VP wurden in 0,57 % der Beobachtungszeit (\pm SD von 0,87 %) Mäusebussarde innerhalb der Gefahrenzone gesichtet – maximal 5,02 % (vgl. VP 1 in Abb. 5.11). Im Vergleich zu den oben hergeleiteten 3,6 % handelt es somit bei der registrierten Flugaktivität durchaus um zu erwartende Werte für die Normallandschaft für diese weit verbreitete Art.

Darüber hinaus wurden für Schätzung der Kollisionsopferzahlen auf der Basis der Kollisionsopfersuchen bei den Zielarten Mäusebussard und Goldregenpfeifer zusätzlich Modelle gerechnet, welche die normierte Flugaktivität als Kovariable beinhalteten (Kap. 3). Hierdurch sollte geprüft werden, ob die Kollisionsrate mit zunehmender Flugaktivität im WP zunimmt. Hier zeigte sich allerdings kein signifikanter Einfluss der beobachteten Aktivität auf die ermittelten Kollisionsopferzahlen je WP. Die Abundanz der Vogelart im Risikobereich allein kann daher nicht das Kollisionsrisiko erklären (GARVIN et al. 2011). Laut einer Langzeitstudie von DE LUCAS et al. (2008) gibt es keinen direkten Zusammenhang zwischen Abundanz und Kollisionswahrscheinlichkeit. Das BAND-Modell basiert jedoch darauf, dass die Kollisionswahrscheinlichkeit mit steigender Abundanz zunimmt, da dann mehr Vögel anwesend sind, welche mit einer WEA kollidieren könnten.

Zwar belegen einige Studien, dass Nahrungssuche und Jagdflüge innerhalb der Rotorhöhe zu einer Zunahme des Kollisionsrisikos führen (SMALLWOOD & THELANDER 2004; SMALLWOOD & THELANDER 2008; LEDEC et al. 2011; MAMMEN et al. 2011; MARTÍNEZ-ABRAÍN et al. 2012; DAHL et al. 2013), und einige Autoren weisen darauf hin, dass die Mortalitätsraten mit den Vogelabundanzen oder auch der Nutzungsrate der Fläche zusammenhängen (CARRETE et al. 2012; KITANO & SHIRAKO 2013). Auf Smøla/N korreliert zum Beispiel die Flugaktivität der Seeadler mit Anzahl der Kollisionen (DAHL et al. 2013). Andere Autoren zeigten jedoch, dass die Gefährdung nicht mit der Flugaktivität alleine quantifiziert werden kann, da die Tiere ihre Territorien nicht in gleichmäßiger Weise nutzen, so z. B. FERRER et al. (2012b) und HULL et al. (2013). In der Altamont Pass Wind Resource Area (APWRA) wiesen Steinadler, Rotschwanzbussard und Buntfalken höhere Mortalitätsraten auf als Truthahngerier oder Kolkrabe, obwohl letztere zahlreicher nachgewiesen wurden (SMALLWOOD et al. 2009).

Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass wahrscheinlich das artspezifische Flugverhalten und ortsspezifische Faktoren entscheidende Einflussgrößen darstellen. So wurden in Südspanien im Winter deutlich mehr Kollisionsopfer registriert, obwohl die gemessene Vogelabundanzen vor der eigentlichen Brutzeit („pre-breeding“-Saison) deutlich zahlreicher waren (DE LUCAS et al. 2008). Stattdessen, scheint die Sterblichkeitsrate eher von anderen Faktoren abzuhängen, wie der differenzierten Nutzung verschiedener Flächenanteile innerhalb der WP-Fläche oder saisonal unterschiedliche Thermikbedingungen (DE LUCAS et al. 2008; FERRER et al. 2012b), so dass z. B. öfter einzeln stehende und periphere WEA Standorte häufiger als Kollisionsorte auffallen. Demgegenüber steht die Grundannahme des BAND-Modells von einer gleichmäßigen Verteilung der Zielarten im Untersuchungsraum.

Insgesamt wird somit deutlich, dass eine Reihe von Grundannahmen des BAND-Modells die Variabilität des Vogelverhaltens im Hinblick auf das Kollisionsrisiko nicht hinreichend abbildet. Zudem kristallisiert sich zunehmend bei einer Reihe von Arten heraus, dass sich das Risiko nicht in erster Linie oder zumindest nicht nur über die Aufenthaltsdauer in der Gefahrenzone abbilden lässt.

5.4.2.4 Quantifizierung der Variabilität der Flugaktivität

Wie in Kap. 5.4.2.3 beschrieben, ist der wichtigste Eingangsparameter des BAND-Modell die Aufenthaltsdauer in der Gefahrenzone (HK II innerhalb des WP). Da diese Flugaktivitäten in den einzelnen Beobachtungseinheiten aber sehr variabel sind, ist eine ausreichende Anzahl von Beobachtungseinheiten maßgeblich für die Güte der Berechnungen. DOUGLAS et al. (2012) betonen, dass die Variabilität der berechneten Kollisionsraten mit steigendem Beobachtungsaufwand abnimmt. Dennoch bliebe die Erfassung der Flugaktivität durch eine inhärente Variabilität geprägt, so dass Prognosen von Kollisionsraten den hieraus resultierenden Fehlerumfang berücksichtigen sollten.

Um die Variabilität der im PROGRESS-Projekt erhobenen Beobachtungsdaten exemplarisch zu überprüfen, wurde eine Analyse gemäß DOUGLAS et al. (2012) für den Mäusebussard als häufigste Greifvogelart durchgeführt. Es wurden jedoch nicht die berechneten Kollisionsraten, sondern die Aufenthaltsdauer in der Gefahrenzone in Sekunden pro Beobachtungseinheit für jeden Beobachtungspunkt betrachtet. Das methodische Vorgehen erfolgte ansonsten nach (DOUGLAS et al. 2012). Aus den Originaldatensätzen der VP wurden durch ein Resampling-Verfahren mit 10.000 Wiederholungen Testdatensätze von jeweils 1 bis 36 Beobachtungseinheiten (bzw. der Anzahl maximaler Beobachtungsstunden pro VP) gebildet. Anschließend wurden für jede Anzahl Beobachtungseinheiten der Mittelwert über die 10.000 Wiederholungen und das dazugehörige 95 % Konfidenzintervall (95% CI) gebildet. Außerdem erfolgte eine Bestimmung der relativen Abweichung der Ober- bzw. Untergrenze des Konfidenzintervalls zum Mittelwert.

Weiterhin wurde die Spanne zwischen Ober- und Untergrenze des 95 % CI als abhängige Variable der Anzahl Beobachtungsstunden modelliert, um die Asymptote als den Wert, an dem diese Spanne nicht mehr kleiner wird, zu ermitteln. Die Modellierung erfolgte mit einer Nicht-Linearen Regression (three-parameter exponential decay model). Im Anschluss wurde der Anteil der 10.000 Permutationen für jede Anzahl Beobachtungsstunden berechnet, der außerhalb des 95 % CI an der Asymptote liegt. Dieser Wert stellt die Wahrscheinlichkeit dar, dass ein einzelner Datensatz außerhalb des Konfidenzintervalls liegt.

Es zeigt sich, dass für den Beobachtungspunkt mit der höchsten registrierten Aktivität des Mäusebussards (bezogen auf den Beobachtungsaufwand ca. 5 % Aktivität in der Gefahrenzone) die Variabilität in den Daten bereits bei nach ca. 23 Stunden Beobachtungsdauer die Asymptote erreicht (VP 1 in Abb. 5.11). Hieraus folgt, dass mit dem gewählten Aufwand von 36 Std. die Variabilität innerhalb der durchgeführten Beobachtungsstunden, mit zeitlich festgelegtem Tagesablauf (Kap. 4), bereits hinreichend abgebildet ist. Dennoch bleibt festzuhalten, dass selbst in diesem günstigsten Beispiel die Variabilität der Daten eine Spanne von ca. 77 % einnimmt. Bereits im zweiten Fall mit deutlich geringerer Flugaktivität in der Gefahrenzone beläuft sich die Variabilitätsspanne schon auf 175 %.

Beispiel WP – höchste Bussardaktivität

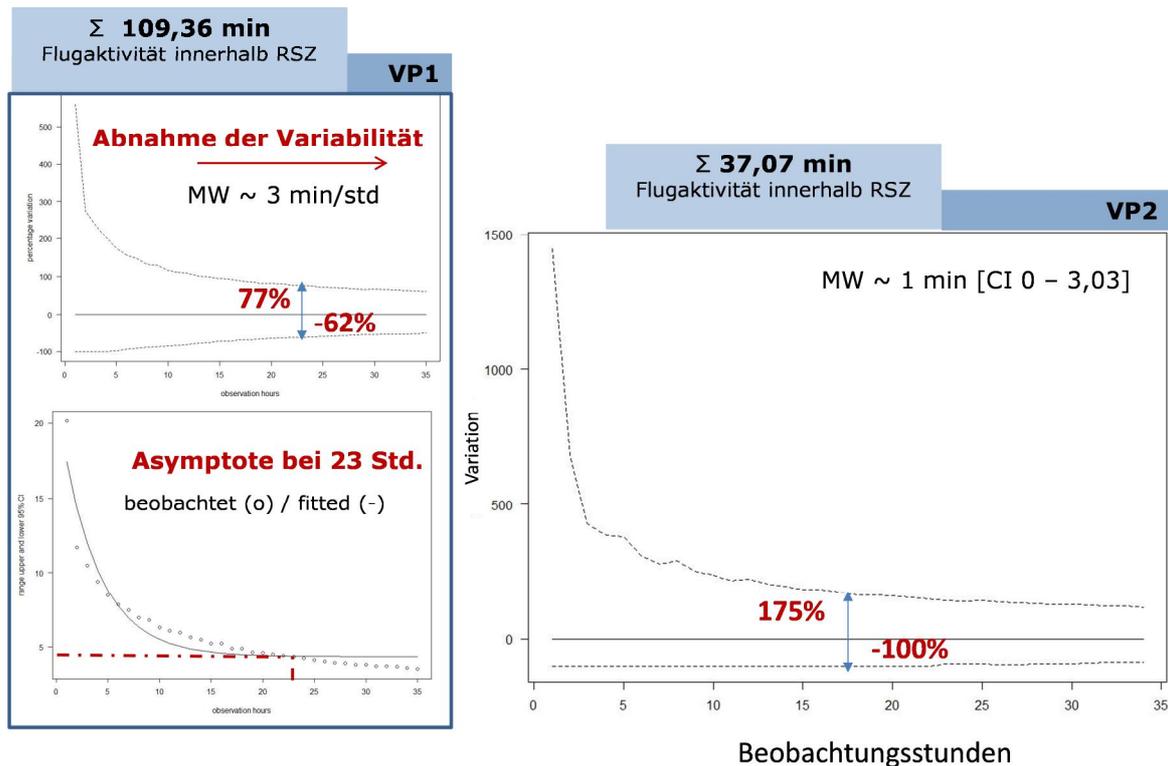


Abb. 5.11 Exemplarische Auswertung der Variabilität der Bussardaktivität in der Gefahrenzone für zwei VP.

Für dieses konkrete Beispiel prognostizierte das BAND-Modell an VP1 1,85 tote Mäusebussard in den 12 Wochen ohne AR, bei einer maximalen Erhöhung um +77% wären es 3,28 Mäusebussarde (vgl. Anhang Tab. 12.19). Äquivalent waren es an VP2 zuvor 0,46 Individuen und mit einer Erhöhung um 175% nun 1,25 prognostizierte Mäusebussarde. In Summe - mit konservativen 95% AR - würde man 0,23 tote Mäusebussarde für die 19 sichtbaren WEA an diesem Standort erwarten. Nach der abschließenden Korrektur entsprechend der Anzahl abgesuchter WEA wäre die Prognose bei 95% 0,155 Individuen. Tatsächlich wurde dort ein Mäusebussard gefunden. Die Schätzungen auf Basis der Kollisionsofersuche ergaben hier entsprechend 2,89 geschätzte Tiere für die abgesuchten 13 WEA, so dass die Prognose des BAND-Modells also drastisch zu niedrig ausgefallen ist.

Für jeden einzelnen VP wurde auf diese Weise ein prozentuales „Abweichungsintervall“ um die ermittelte mittlere Flugaktivität der Mäusebussarde berechnet (Abb. 5.11). Die mit dem BAND-Modell berechneten Kollisionsraten wurden daraufhin um die jeweilige Abweichung ergänzt (vgl. Schwankungsbreite in Abb. 5.12 und Tab. 12.19 im Anhang) und auch die dadurch entsprechend veränderte AR wurde zusätzlich aufgetragen.

Betrachtet man nun - als weiteres Beispiel - den ersten WP aus Kap. 5.3.2 (vgl. Abb. 5.12 und Abb. 5.5) – mit der ermittelten 67%-igen AR- so erhöht sich die Prognose dort, aufgrund der sehr großen Variabilität innerhalb der Raumnutzungsbeobachtung, von 8,3 auf 21,1 Mäusebussarde. Wird dieser neue Wert für die Ermittlung der AR berücksichtigt, beträgt diese für diese Frühjahrs-WP-Saison daraufhin nun 87% AR. Es sei angemerkt, dass allein an VP 1 dieses WP ca. 29 min

Aktivität in der Gefahrenzone beobachtet wurden, wovon 22 min an einem einzigen Tag Ende Mai gemessen wurden.

Insgesamt ergibt sich hieraus, dass die in PROGRESS erhobenen Daten zur Flugaktivität des Mäusebussards eine hohe Variabilität aufweisen (zwischen 77 und 312 % Abweichung), die zu einer entsprechenden Ungenauigkeit der Prognose der Kollisionsopferzahlen führt. Es ist daher erforderlich, diese Variabilitätsspanne für die erwarteten Kollisionsraten ebenfalls einzubeziehen. Wie beispielhaft gezeigt, führt dies zu einer gewissen Annäherung an die Ergebnisse der Schätzung aus der Kollisionsopfersuche. Dennoch bleibt als Gesamtergebnis, dass die Berechnungen des BAND-Modells auch bei Berücksichtigung der Variabilitätsspannen weiterhin deutlich unterhalb der tatsächlich ermittelten bzw. geschätzten Kollisionsopferzahlen liegen.

Zusammenhang, ist dies v. a. bei sehr langsamen Fluggeschwindigkeiten (< 5 m/s) relevant. Dabei ist es eher fraglich, ob eine solch niedrige anzunehmende mittlere Fluggeschwindigkeit bei den relevanten Zielarten überhaupt realistisch ist. Dennoch lässt sich hieraus ableiten, dass die Kollisionswahrscheinlichkeit besonders empfindlich auf Änderungen der Werte im niedrigen Bereich reagiert und dass Änderungen im schnelleren Bereich weniger deutliche Auswirkungen haben (CHAMBERLAIN et al. 2005), vgl. Abb.5.13. Zusätzlich wird an diesem Beispiel deutlich, dass die Einstellung Gleitflug über alle Fluggeschwindigkeiten ein größeres Gefahrenpotenzial als Ruderflug hervorruft.

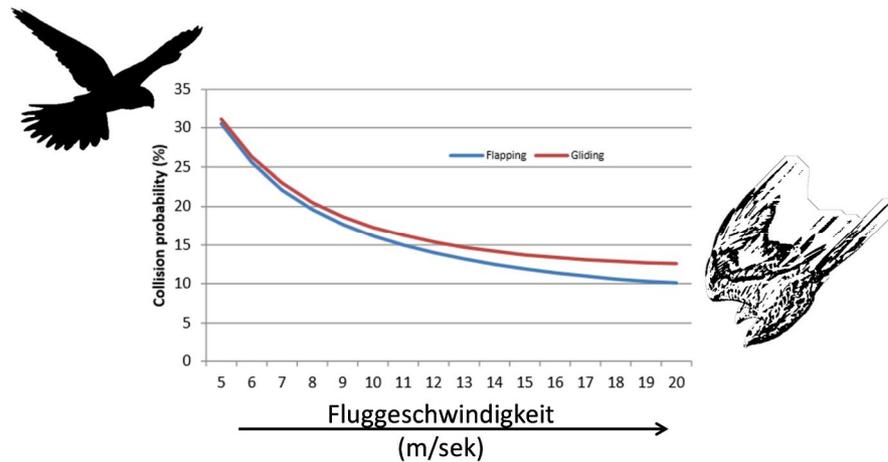


Abb.5.13 Zusammenhang Kollisionswahrscheinlichkeit und Fluggeschwindigkeit (SNH 2014a).

Als Ergebnis würde man vermuten, dass die Annahme schnellerer Fluggeschwindigkeiten für die jeweilige Zielart zu einer Abnahme der vom BAND-Modelle vorhergesagten Anzahl an Kollisionen führt. Auch in der Studie von COOK (2014) hatte eine Erhöhung der angenommenen Fluggeschwindigkeit eine Abnahme der abgeleiteten AR zu Folge (vgl. Berechnung der AR in Kap. 5.2.4). So hat MASDEN (2015) aufgezeigt, dass Schwankungen in der Fluggeschwindigkeit einen größeren Einfluss haben können, als die AR (vgl. Abb. 5.14). Weiterhin weisen CHRISTIE & URQUARD (2015) auf die Tatsache hin, dass ein mit Hilfe mittlerer Windgeschwindigkeiten berechnetes Kollisionsrisiko zu einer Unterschätzung führen kann.

Allerdings gibt es einen wichtigen Unterschied zwischen dem BAND-Offshore-Modell (BAND 2012a) und dem hier betrachteten Onshore-Modell (SNH 2000). Das Offshore-Modell nutzt Daten von Schiffsbeobachtungen, d. h. Dichtewerte und konkret ermittelten Aufenthaltsdauern, um die Anzahl der Vögel zu berechnen, welche potenziell durch den Rotor fliegen. Das Modell geht dabei davon aus, dass x Vögel pro qm in einem gewissen Zeitraum innerhalb des WP beobachtet wurden und dass jedes dieser Tiere y Sekunden benötigt um durch den Rotor zu fliegen. Mit diesen Werten, basierend auf der mittleren Fluggeschwindigkeit, lässt sich dann die Anzahl derjenigen Vögel prognostizieren, die in einem gegebenen Zeitraum den WP queren (Abb. 5.15).

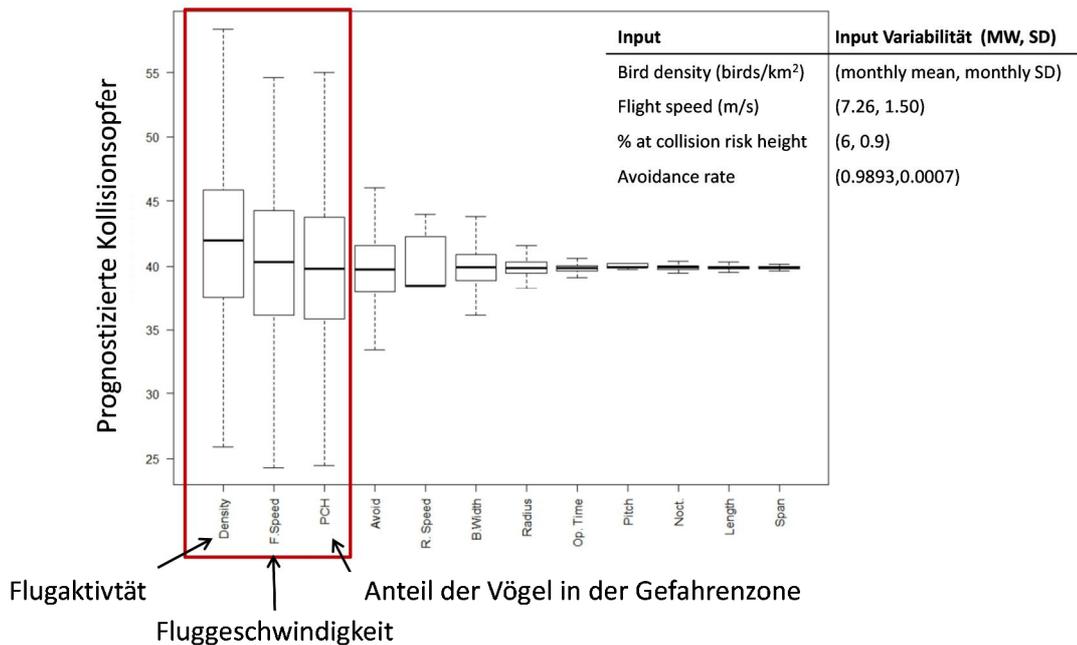


Abb. 5.14 Sensitivitätsanalyse für BAND (2012a): Auswirkungen der Veränderung der Eingangswerte beruhend auf der Schwankungsbreite der realen Werte auf die Prognose der Kollisionsopfer durch das BAND-Modell für die Dreizehenmöwe- hypothetischer WP (100 WEA) (MASDEN 2015).

An dieser Stelle wird allerdings die Annahme vernachlässigt, dass die Vögel unterschiedlich schnell und auch nicht immer geradlinig durch den WP fliegen, sondern auch mal in Kurven (PATRICK *et al.* 2014), wodurch sich die Aufenthaltsdauer und damit die Kollisionswahrscheinlichkeit deutlich erhöhen würden.

$$\text{Flux} = \underbrace{v (D_A/2R) \pi R^2 t}_{\text{Flux factor}} \times \underbrace{\left(\frac{2}{\pi} \int_{-1}^{1+\sqrt{1-\gamma^2}} \int_{-1-\sqrt{1-\gamma^2}}^{1-\sqrt{1-\gamma^2}} d(y) dx dy \right)}_{\text{Flux integral}} \times \underbrace{Q_{op}}_{\text{Proportion of time operational}} \quad (10)$$

Abb. 5.15 Herleitung der potenziellen Rotordurchflüge nach (BAND 2012a) (Offshore) Seite 24.

Im herkömmlichen BAND-Modell hingegen geht die Fluggeschwindigkeit mehrfach in die Berechnung ein (WREN Webinar #3³). Zum einen für die Berechnung der benötigten Zeit für einen Rotordurchflug und zum anderen für die der Berechnung der Anzahl der Rotordurchflüge und bei der Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit (Abb. 5.16). Um die Anzahl der Vögel zu berechnen, die direkt durch den Rotor fliegen, wird die gesamte Nutzungsdauer (b) im Risikobereich durch die Transitzeit (t) geteilt. Die beispielhafte Verlangsamung der Vogels von 9,45 auf 5 m/s führt also nicht nur erwartungsgemäß zu einer größeren Kollisionswahrscheinlichkeit bei einem einzelnen Durchflug, sondern auch aufgrund der sehr mechanistischen Grundannahmen des Modells (Kap. 5.2.2) ebenso zu weniger potenziellen Rotordurchflügen. Der Effekt hebt sich somit hinsichtlich der Prognose der Kollisionsopferzahl nahezu auf (Abb. 5.16).

³ [Understanding Avian Collision Rate Modeling at Wind Farms : https://www.youtube.com/watch?v=tdPOvIRZfnw](https://www.youtube.com/watch?v=tdPOvIRZfnw)

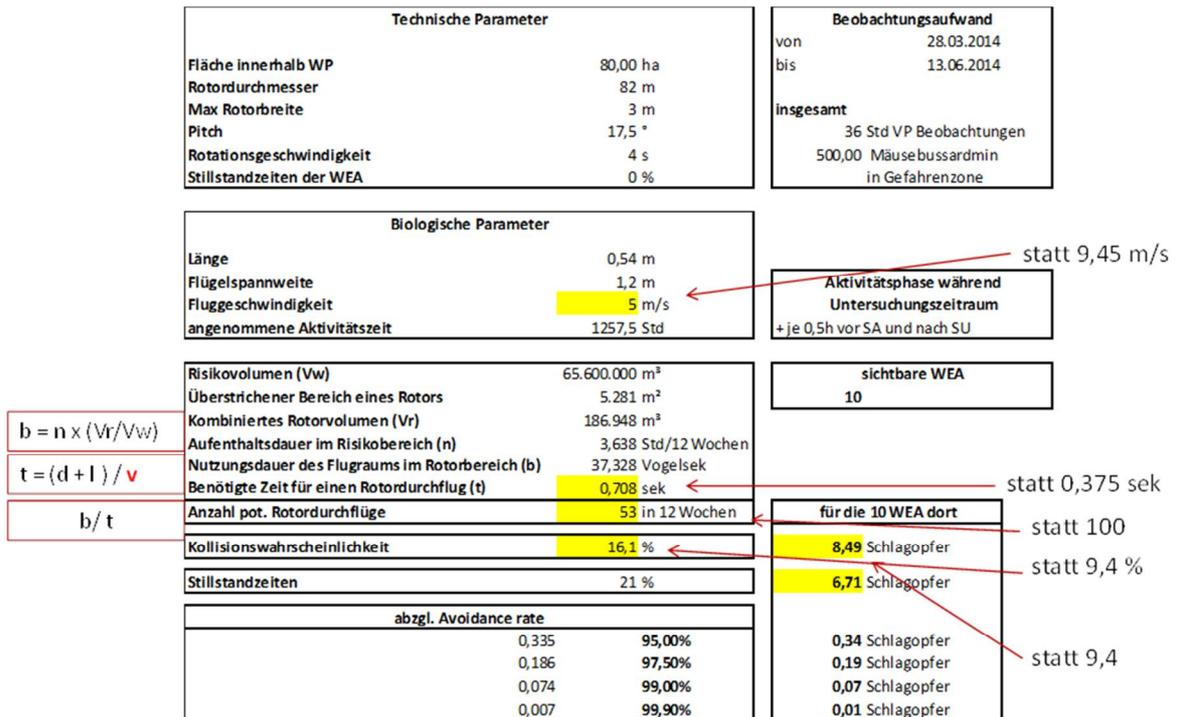


Abb. 5.16 Auswirkung der Veränderung der Fluggeschwindigkeit des Mäusebussards von 9,45 m/s auf 5m/s vgl. Tab. 4.1.

In der Untersuchung von BERGEN et al. (2012) wurden bspw. für den Rotmilan nur 7 m/s angenommen, innerhalb von PROGRESS wurden hingegen 11,8 m/s als Parameter benutzt (Tab. 5.3). Aufsummiert über alle 55 WP-Saisons bedeutet diese Änderung um 40 % allerdings – aufgrund der wenigen Sichtungen und des oben beschriebenen Zusammenhangs – nur einen Unterschied von 15,18 statt 17,45 prognostizierten Opfern ohne AR.

Die von uns eingesetzten Fluggeschwindigkeiten für den Mäusebussard stimmen weitestgehend mit denen aus anderen Studien überein. BRUDERER & BOLT (2001) geben eine Fluggeschwindigkeit von 9,6 m/s an, die durchschnittliche „cross-country“-Geschwindigkeit erreicht 7,2 m/s. Aktuelle Veröffentlichungen für den Mäusebussard auf dem Zug in Falsterbo/S zeigten ebenfalls eine „cross country“-Geschwindigkeit von 9,6 m/s (MALMIGA et al. 2014). In der Schweiz betrug die mittlere Geschwindigkeit während des Herbstzugs 7,5 m/s (SCHMID et al. 1986). Im Brut- oder Jagdhabitat sind die mittleren Geschwindigkeiten vermutlich deutlich niedriger.

Hinsichtlich des Kollisionsrisikos ist zu beachten, dass Vögel ihre Fluggeschwindigkeit an ihre jeweiligen Aktivität anpassen (HEDENSTRÖM & ALERSTAM 1995). Betrachtet man zum Beispiel das Jagdverhalten, so ist anzunehmen, dass Arten, die ihrer Beute auflauern, eher eine geringere Fluggeschwindigkeit aufweisen, als Verfolgungsjäger, bei denen es phasenweise zu einer extremen Beschleunigung kommen kann. Zudem müsste neben der horizontalen Geschwindigkeit auch die vertikale Geschwindigkeit beachtet werden (Abb. 5.17). So bewegt sich ein rüttelnder Turmfalke zum Beispiel stellenweise mit „0 m/s“ in der Gefahrenzone eines WP, was das BAND-Modell aber nicht berücksichtigt. Es würde folglich bei der Anwendung des Modells Sinn machen, zumindest verschiedene Szenarien für die Fluggeschwindigkeit zu berücksichtigen. Eine langsamere (oder auch schnellere) Geschwindigkeit wäre v. a. dann einzusetzen, wenn es aus den Raumnutzungsbeobachtungen ausreichend Hinweise darüber gibt, dass ein spezieller Flugtyp (z. B. Nah-

suche) im Vergleich zu den übrigen Verhaltensweisen überwiegt. Es ist somit anzunehmen, dass die hohe Variation bzgl. der Fluggeschwindigkeit auch zwischen den Individuen einer Art einen Einfluss auf das Kollisionsrisiko hat. Weiterhin kann die Fluggeschwindigkeit während des Zugs deutlich von der abweichen, die die Vögel in direkter WP-Nähe zeigen. Zudem müssten strenggenommen auch mögliche Auswirkungen des Windes auf die Fluggeschwindigkeit des Vogels berücksichtigt werden (PENNYCUICK 2001), vgl. Tab. 12.21 und Abb. 12.1 im Anhang. Jedoch sind dazu derzeit nur sehr wenige Daten vorhanden, v. a. auch in Bezug auf die herrschenden Windgeschwindigkeiten. Dies könnte sich allerdings durch die zunehmende Telemetrieforschung mittels GPS-Besenderung demnächst ändern.

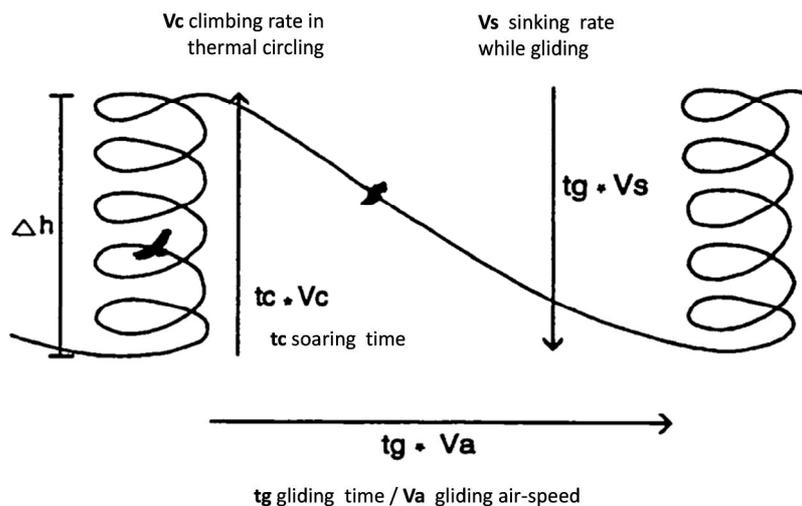


Abb. 5.17 Beispiel für "vertikale Fluggeschwindigkeit" - Steppenbussard (SPAAR & BRUDERER 1996).

5.4.2.6 Vogellänge und Flügelspannweite

Die benutzten Angaben zur Körperlänge und zur Spannweite entstammen der Literatur (CRAMP & SIMMONS 1983) und den BTO BirdFacts⁴. Das BAND-Modell geht dabei von einem kreuzförmigen Vogel aus (SNH 2014a), wodurch das Kollisionsrisiko wahrscheinlich etwas unterschätzt wird (HOLMSTROM et al. 2011). Variationen der beiden Parameter im Rahmen der natürlichen Spanne innerhalb haben allerdings nur geringen Einfluss auf die Vorhersage des Kollisionsrisikos (CHAMBERLAIN et al. 2005). Allerdings kann es in manchen Anwendungsfällen durchaus sinnvoll sein, eine Auswahl verschiedener Werte einzusetzen, vor allem wenn es sich um Zielarten mit einem ausgeprägten Geschlechts- bzw. ggf. auch Altersdimorphismus handelt, so z. B. beim Habicht.

5.4.2.7 Nächtliche Aktivität

Nachtaktive Arten und ihr Kollisionsrisiko können im Rahmen der Sichtbeobachtungen nicht adäquat erfasst werden. Aus diesem Grund wurde dieser Zeitraum auch nicht bei den Extrapolationen über den zwölf Wochen Zeitraum berücksichtigt. Allerdings sind die betrachteten Greifvogel-

⁴ <http://www.bto.org/about-birds/birdfacts> , zuletzt abgerufen 22-September-2015

arten vorwiegend tagaktiv, wobei auch die Dämmerung zur Jagd genutzt werden kann. So jagen z. B. Turmfalken bereits lange vor Sonnenaufgang und noch in tiefer Abenddämmerung (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989, SÜDBECK et al. 2005). Für Goldregenpfeifer und Kiebitze ist hingegen durchaus bekannt, dass sie sowohl tagsüber als auch während der Nacht nach Nahrung suchen. Dabei konnten auch Unterschiede im Verhalten und der genutzten Gebiete gezeigt werden (KETZENBERG & EXO 1997, GILLINGS *et al.* 2005). Aus diesem Grund ist für diese auch nachtaktiven Arten die Flugaktivität mittels reiner Sichtbeobachtung während der Helligkeitsphase nicht hinreichend zu erfassen. Ein weiteres Beispiel ist die Stockente, von der in PROGRESS eine größere Zahl an Kollisionsopfern ermittelt wurde (Kap. 2, Kap. 3), wohingegen bei den Verhaltensbeobachtungen für diese Art aufgrund ihrer überwiegend nächtlichen Flugbewegungen nur eine geringe Flugaktivität protokolliert werden konnte (Kap. 4).

5.4.2.8 Variabilität der Schätzungen aus der Kollisionsopfersuche

Da eine Kollision ein kaum zu beobachtendes Ereignis ist (Kap. 2, Kap. 4) und auch die spezifischen Entdeckungswahrscheinlichkeiten, also die Wahrscheinlichkeit, dass ein Kollisionsopfer, welches in den Suchkreis gefallen ist durch einen Sucher gefunden wird, sehr gering waren (Kap. 3), kann es durchaus sein, dass die Aufteilung in Saisons eine robuste Schätzung der Kollisionen auf Basis der Kollisionsopfersuche erschwert hat. Dieses Fehlen ausreichender tatsächlicher Funde - aufgrund des zwölfwöchigen Untersuchungszeitraums - wird v. a. bei der statistischen Analyse deutlich. Hier ist der Effekt von 0 vs. 1 Kollision wahrscheinlich sehr umfangreich (vgl. MAY et al. 2011). Die so entstandenen großen Kreditabilitätsintervalle bei den Schätzungen der Kollisionsopferzahlen führen zwangsläufig zu großen Unsicherheiten beim Vergleich mit den BAND-zahlen bzw. bei der Bestimmung der AR.

5.4.2.9 Wind und Querungsrichtung

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse von COOK et al. (2014) lassen darauf schließen, dass der Anteil der Flugereignisse gegen oder mit dem Wind einen relativen geringen Einfluss auf die abgeleitete AR hat. Allerdings finden reale Flugbewegungen meist nicht zu gleichen Teilen bei Rücken- und Gegenwind statt; außerdem können sich Vögel auch bei Seitenwind einer Turbine annähern. In den Originalberechnungen von TUCKER (1996) wurden daher zwei Rechnungen präsentiert: eine für Gegen – und Rückenwind und eine für Seitenwind.

Das Kollisionsrisiko eines Vogels während des Rotordurchflugs hängt u. a. auch von dem jeweiligen Anflugwinkel ab (Abb. 5.18). Quert der Vogel die Rotorfläche in einem schrägen Winkel reduziert sich die Fläche, da sie so eher eine Ellipse als eine kreisförmige Querschnittsfläche bildet. Entsprechend der Flächenberechnung eines Kreises (πr^2) und dem eintreffenden Vogel im Winkel θ - gegenüber der lotrechten Annäherung-, ermittelt sich die Fläche mittels $\pi r^2 \cos\theta$, reduziert sich also entsprechend um $\cos\theta$.

Fliegt ein Vogel jedoch in solch einem schrägen Winkel durch den Rotor steigert sich parallel auch das Risiko, da entsprechend mehr Zeit benötigt wird, um den Rotor von hinten nach vorne oder entgegengesetzt zu queren. Dies lässt sich teilweise auch durch die veränderte Rotorgeschwindigkeit im Verhältnis zum durchfliegenden Vogel begründen.

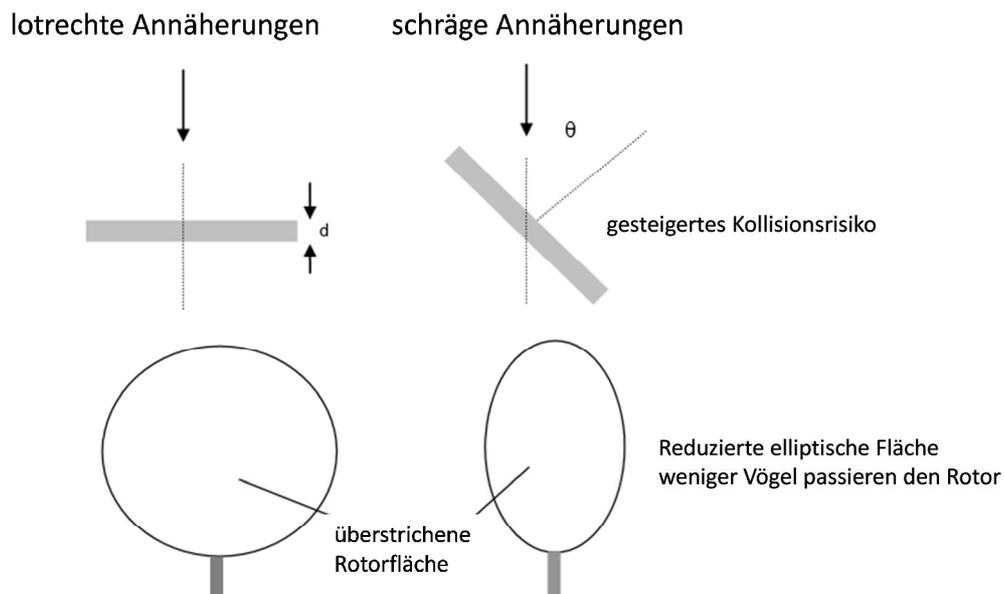


Abb. 5.18 Annahmen des BAND-Modells bzgl. des Anflugwinkels, verändert nach (BAND 2012a).

Im ersten Fall, der lotrechten Annäherung, muss der Vogel die Distanz $d+L$ überwinden um dem Rotorblatt zu entgehen, wobei d die Rotortiefe und L die Vogellänge darstellt. Während der schrägen Annäherung muss der Vogel die Entfernung $(d+L)/\cos \theta$ zurücklegen. Die Kollisionswahrscheinlichkeit wächst also, in erster Näherung, um $1/\cos \theta$ (BAND 2012a). Dieser 'Anflugwinkel-Faktor' hebt somit die zuvor beschriebene Verminderung des Risikos um $\cos \theta$ auf.

Allerdings scheint insbesondere bei der schrägen Annäherung die Flügelspannweite entscheidender zu sein als die reine Vogellänge. HOLMSTROM et al. (2011) haben diesen Zusammenhang zwischen Anflugwinkel und Kollisionswahrscheinlichkeit weiter erforscht. Insgesamt muss angenommen werden, dass durch diese vereinfachende Annahme im BAND-Modell die Wahrscheinlichkeit einer Kollision für große Vögel, unter Einbeziehung der Gegen- und Rückenwind Flüge, um etwa 10 % unterschätzt wird (BAND 2012a).

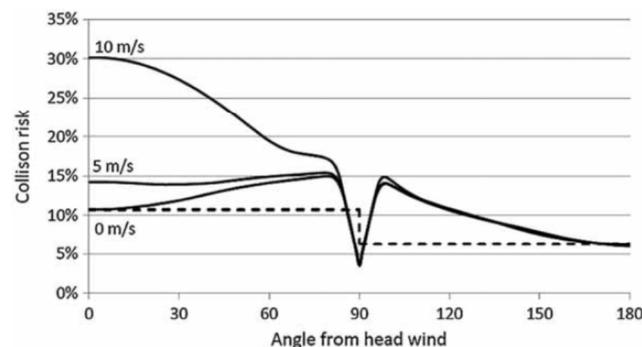


Abb. 5.19 Kollisionswahrscheinlichkeit eines Seeadlers bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten (0, 5 und 10 m/s) in Abhängigkeit zur relativen Windrichtung nach der neuen Excel-Tabelle nach CHRISTIE & URQUARD (2015). Die gestrichelte Linie gibt die Kollisionswahrscheinlichkeit ohne Berücksichtigung der Windgeschwindigkeit an.

Auch CHRISTIE & URQUARD 2015 weisen in der aktuellsten Veröffentlichung auf diese Einschränkung im Modell hin und schlagen eine weitere Verbesserung des Band-Modells bzw. der zu benutzenden Excel Tabelle für die Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit vor. Diese neue vorgestellte Excel Tabelle soll künftig auch die Modellannahme ermöglichen, dass ein Vogel in einem schrägen Winkel auf die WEA trifft und berücksichtigt zudem die mittlere Windgeschwindigkeit bei den Wahrscheinlichkeitsberechnungen (CHRISTIE & URQUARD 2015).

Dies wurde bisher aber nicht in Feldstudien bestätigt, so dass weitere empirische Daten nötig sind, um tatsächliche Unterschiede in den Kollisionsraten zwischen lotrechten und schrägen Durchflügen quantifizieren zu können (MAY et al. 2011).

5.4.2.10 Mittlerer Rotordurchmesser

Die Vergrößerung der Rotorfläche bewirkt zwar eine Vergrößerung des Gefährdungsbereichs und damit eine Erhöhung der Wahrscheinlichkeit eines Durchflugs, das Kollisionsrisiko während des Durchflugs wird jedoch durch die verringerte Umdrehungsgeschwindigkeit größerer Rotoren verringert (WHITFIELD 2009, Abb. 5.20). Da es sich um eine bauliche Komponente mit der Möglichkeit exakter Angaben handelt, sollte dieser Effekt bei dem Vergleich der BAND-Ergebnisse mit jenen aus der Kollisionsopfersuche vernachlässigbar sein.

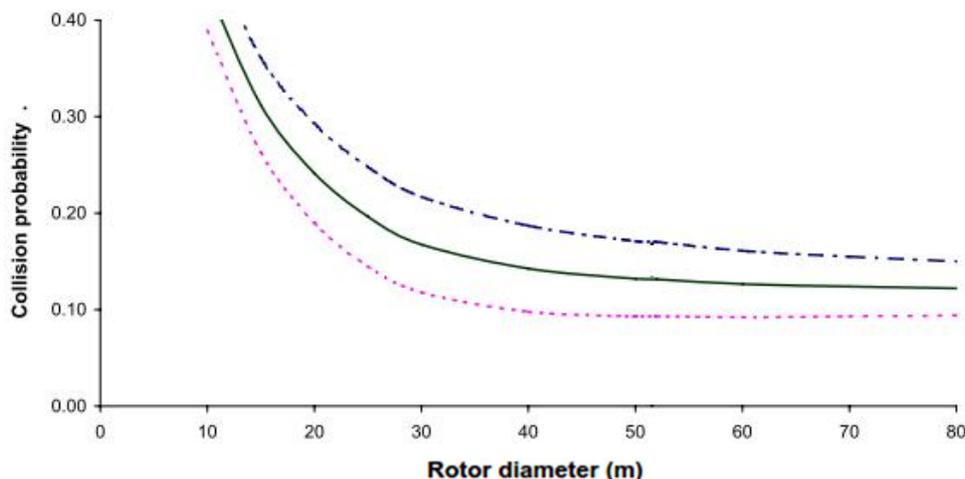


Abb. 5.20 Zusammenhang von Kollisionswahrscheinlichkeit und Rotordurchmesser; durchgezogene mittlere Linie zeigt den Mittelwert aus Gegen (gestrichelt) – und Rückenwind (gepunktet)– aus BTO Research ReportNo. 401.

5.4.2.11 Maximale Rotorbreite

Das Modell betrachtet einen Rotorflügel als gewundenes Blatt, ohne Tiefe, jedoch mit einer entsprechenden Breite („chord width“), welche entsprechend variiert und zum Ende hin spitz zuläuft.

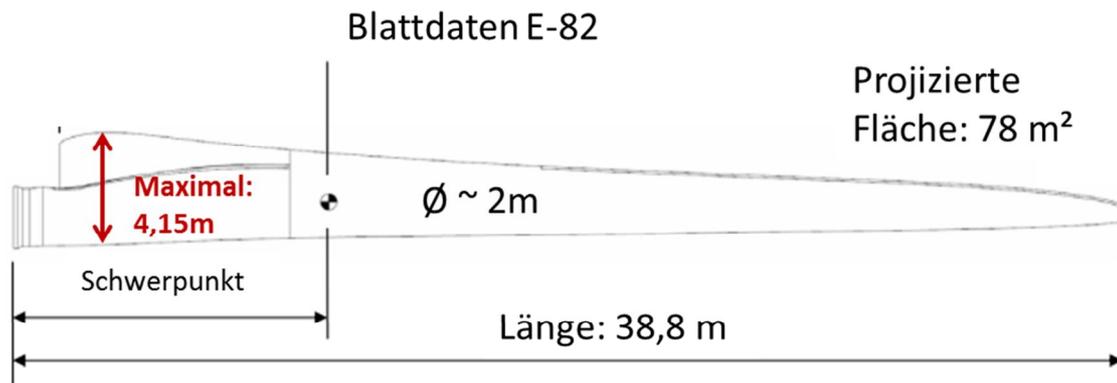


Abb. 5.21 Kennwerte eines Rotorflügels am Beispiel einer E-82 der Fa. Enercon.

Abb. 5.21 zeigt exemplarisch den Typ E-82 mit einer projizierten Fläche von 78 m². Daraus folgt eine durchschnittliche Blattbreite von ca. 2 m und eine maximale Breite von ca. 4,15 m. Da nicht für jeden Anlagentyp die notwendigen Informationen im Rahmen des Projekts, etwa zur durchschnittlichen Breite eines Rotorblatts oder auch zur Umdrehungsgeschwindigkeit (folgendes Kap.) vorlagen wurden für sämtliche WEA 3 m angenommen. Die Ergebnisse anhand des Steinadlerbeispiels (aus CHAMBERLAIN et al. 2005, Abb. 5.22) zeigen eine annähernd lineare Abhängigkeit der Kollisionswahrscheinlichkeit von der maximalen Blattbreite.

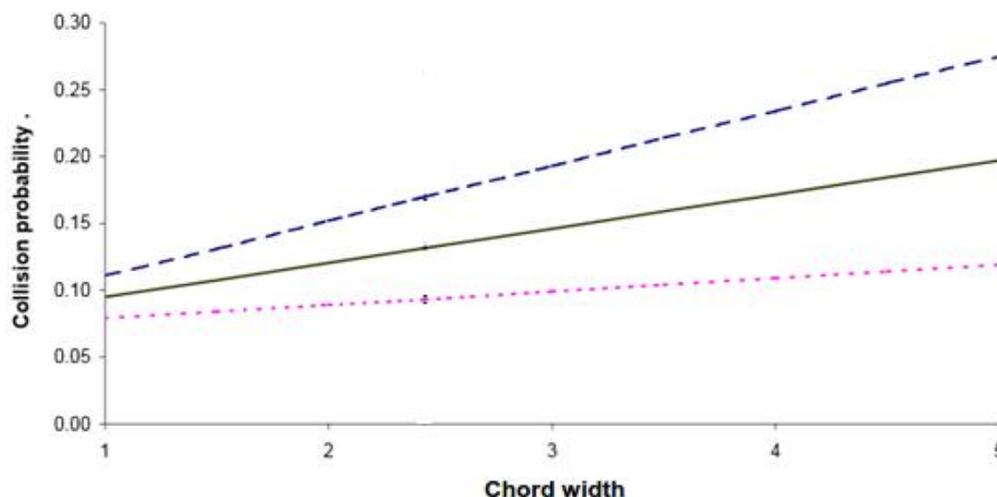


Abb. 5.22 Zusammenhang Kollisionswahrscheinlichkeit und Rotorblattbreite; durchgezogene mittlere Linie stellt den Mittelwert aus Gegen (gestrichelt) – und Rückenwind (gepunktet) Szenario dar – BTO Research Report No. 401.

Es wird allerdings darauf hingewiesen, dass vereinzelt WEA der ersten Generation aus dem Anfang der 90er Jahre in WP des Projektes standen – wie bspw. Tacke TW-600 Anlagen. Dieser Turbinentyp weist nur eine max. Rotorbreite von 1,30 m statt der pauschalierten 3 m auf. Für den Mäusebussard würde dies in einem konkreten WP des Projektes nicht mehr 13 % sondern nur noch 8,3 % Kollisionswahrscheinlichkeit bedeuten. Aufgrund des hohen zusätzlichen Aufwandes wurden keine Modelle für jede einzelne WEA innerhalb des WP gerechnet. Da im Rahmen eines zukünftigen Repowerings von Altanlagen im Binnenland nicht mehr mit einem Einsatz von derartigen Anlagentypen zu rechnen ist, handelt es sich aber um Einzelfälle. In den meisten

untersuchten WP standen bereits moderne WEA des aktuellen Ausbauzustands (Kap. 4), was bedeutet, dass der Einfluss dieses Faktors vermutlich gering ausfallen dürfte.

5.4.2.12 Betriebszeiten der WEA und Auswirkungen verschiedener Windgeschwindigkeiten

Moderne WEA laufen nicht durchgängig mit maximaler Rotorgeschwindigkeit. Erst bei einer Einschaltwindgeschwindigkeit von typischerweise 3-4 m/s (\approx Windstärke 2–3 Beaufort) schaltet die Steuerung die WEA ein (Tab. 5.4), da erst dann nennenswerte Energiemengen in das Stromnetz abgegeben werden können (WATTER 2011) (siehe auch Einschaltgeschwindigkeit in Abb. 12.2 im Anhang). Laut (BAND 2012a) befinden sich die WEA sogar für einen Zeitanteil von ca. 20 % im Leerlauf. Die Verteilung der Windressource weist allerdings deutliche regionale Unterschiede auf und die Karte der mittleren Windgeschwindigkeit (Abb. 1.3) zeigt ein deutliches Nord-Süd-Gefälle mit höheren Werten im Norden mit entsprechenden Auswirkungen auf den Anteil an Stillstandzeiten. Grund dafür ist vor allem die Beschaffenheit der Oberfläche, die sogenannte Rauigkeit – im Süden von Deutschland ist diese höher und dadurch die Windgeschwindigkeit im Durchschnitt geringer (vgl. Anhang).

Tab. 5.4 Bandbreiten typischer Kenndaten von WEA, nach QUASCHNING (2013).

| | |
|--|---------------|
| Anlaufgeschwindigkeit | 2,5 - 4,5 m/s |
| Auslegungsgeschwindigkeit (nur für ältere drehzahlstarre WEA von Bedeutung) | 6 - 10 m/s |
| Nenngeschwindigkeit | 10 - 16 m/s |
| Abschaltgeschwindigkeit | 20 - 34 m/s |

Die Windgeschwindigkeiten an den verschiedenen Standorten sind zudem stark von saisonalen Extremen abhängig. Diese Verteilung und Extreme unterliegen v. a. jährlichen Schwankungen (Abb. 5.23). Betrachtet man z. B. die Jahresreihe des Energieertrags eines WP in Schleswig-Holstein, wird deutlich, dass Starklastzeiten vor allen in den Wintermonaten Nov – März auftreten und die schwächsten Windgeschwindigkeiten im Sommer gemessen wurden (Abb. 5.23 links). Das würde bedeuten, dass in den Sommermonaten aufgrund der rein technischen Parameter durchschnittlich eine geringere Kollisionsgefahr herrschen würde. Allerdings ist noch nicht abschließend geklärt, ob das Risiko in WP größer ist, wenn die WEA vermehrt unregelmäßig still stehen oder eher durchgängig laufen (lt. HULL & MUIR 2013: langsame Rotorgeschwindigkeit = vermindertes Ausweichverhalten (HULL & MUIR 2013)). Auch der Effekt der Windgeschwindigkeiten auf das Risiko beinhaltet noch offene Fragen. Selbst im Tagesgang ist das Windprofil stellenweise recht wechselhaft und entsprechend auch die Umdrehungszahl. So flaut in dem Beispiel in Niedersachsen vormittags der Wind ab (Abb. 5.23 rechts), d. h. zu einer Zeit der vermehrten Thermiknutzung von Greifvögeln, und nimmt zum Nachmittag hin wieder zu.

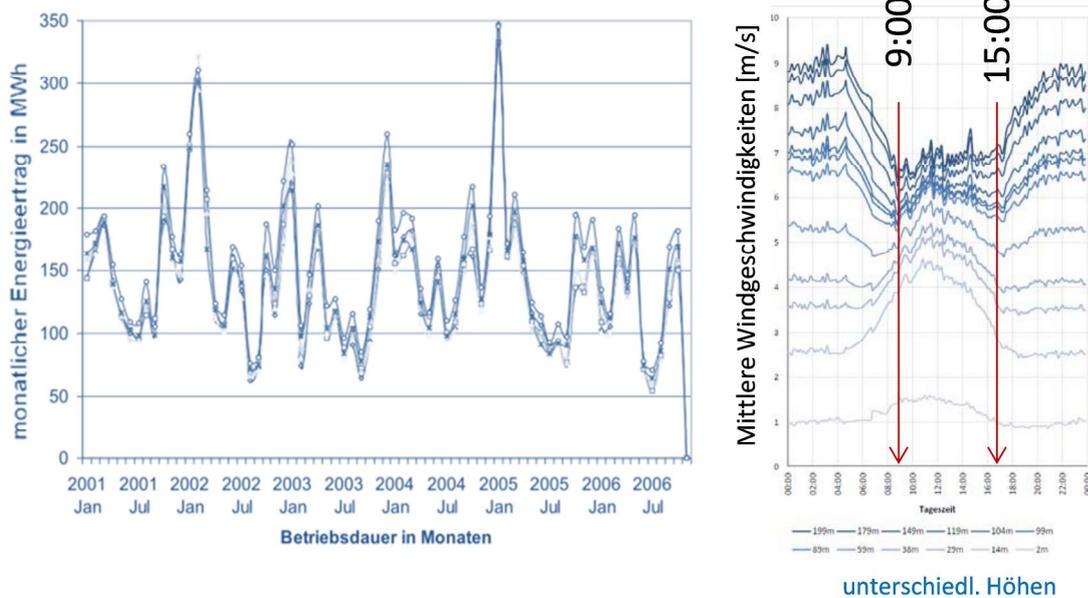


Abb. 5.23 Gemittelter Jahrgang Beispiel WP in SH (Markierungen stehen für die verschiedenen WEA in den WP) / Mittlerer Tagesgang der Windgeschwindigkeiten aus LiDARMessung⁵ in NI.

Aufgrund des Mangels standortspezifischer Betreiberdaten über die herrschenden Windgeschwindigkeit während der Untersuchungszeiträume sollen hier exemplarisch zwei Messstationen des DWD gezeigt werden, um die Auswirkungen der vorherrschenden Windgeschwindigkeiten auf das BAND-Modell zu erläutern. Die Lokationen der Messstation Süplingen (Kreis Helmstedt) und der Messstation Büsum (Kreis Dithmarschen) sind der Abb. 12.6 im Anhang zu entnehmen⁶. Bei diesen Stationen lag die Sensorhöhe zur Messung der Windgeschwindigkeiten auf 10 m (Datenbasis: Deutscher Wetterdienst, Zahlenwerte gerundet (WESTE-XL Wetterdaten - WETTERdaten und -STATISTIKEN Express), weitere Ausführungen zum vertikalen Windprofil sind dem Anhang zu entnehmen).

Eine differenzierte Aussage über die Windverhältnisse an den Untersuchungsstandorten lässt sich v. a. über die Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit tätigen. Bei Anlaufgeschwindigkeiten von über 2,5 m/s würde dies bedeuten, dass an lediglich ca. 6 % eines Jahres eine WEA in Büsum stillstehen würde, jedoch an mehr als 30 % der Zeit in Süplingen (Abb. 5.24). Die windabhängige Nachführung der Rotordrehzahl der drehzahlvariablen WEA wird im ebenfalls Anhang kurz erläutert.

⁵ In der Windenergiebranche wird zunehmend das sog. LiDAR Verfahren eingesetzt, um horizontale und vertikale Windgeschwindigkeit und Windrichtung zu messen. Die Messung erfolgt typisch im Bereich von 40–200 m.

⁶ Stationen mit stündlichen Winddaten Deutscher Wetterdienst - https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mnetz/karten/messnetz_ff.pdf?__blob=publicationFile&v=7

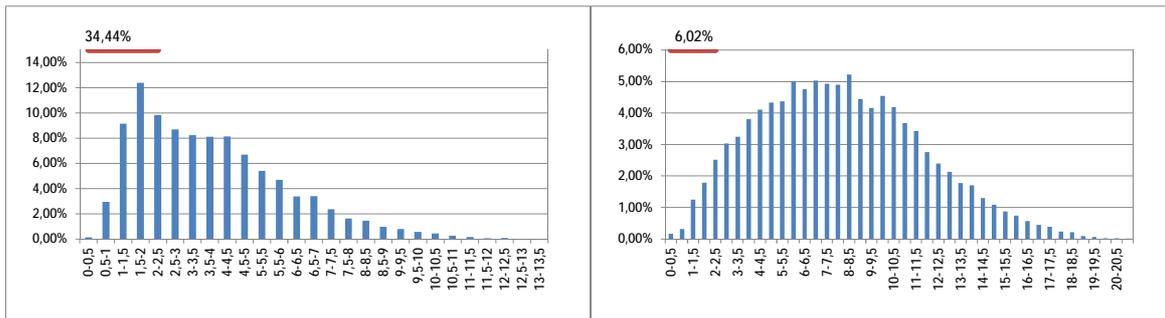


Abb. 5.24 Häufigkeitsverteilung der einzelnen Geschwindigkeitsklassen (Nutzbarer Windgeschwindigkeitsbereich) für das Jahr 2014 – Aufgetragen ist die Häufigkeit, mit der die Windgeschwindigkeit in der gewählten Bin-Breite (0,5 m/s) (englisch bin = Klasse) auftritt. Vergleich Süplingen (links) und Büsum (rechts) in 10 m Höhe gemessen. Datenbasis: Deutscher Wetterdienst, Zahlenwerte gerundet.

Abgesehen zu hohen oder zu niedrigen Windgeschwindigkeiten können noch weitere Gründe dazu führen, dass eine WEA vom Netz genommen werden muss. Dazu zählen:

- Fehlfunktionen und technische Defekte,
- Wartungs- und Reparaturarbeiten an der WEA oder im Verteilernetz,
- spezielle Betriebsführung (Schattenwurf, Schall, Turbulenz, Fledermaus, Eiswurf),
- Vereisungseffekte (Temperatur < 2° und Luftfeuchte > 80 %),
- zeitweise fehlende Aufnahmefähigkeit des Verteilernetzes.

Bei der Berechnung der Kollisionsraten im vorliegenden Projekt wurden allerdings keine standortspezifischen Stillstandszeiten innerhalb der 12 Wochen berücksichtigt – dies hätte die Prognosen noch weiter verringert, die Diskrepanzen zu den Schätzungen basierend auf der Kollisionsopfersuche wären somit noch gestiegen. Im Hinblick auf die Stillstandszeiten stellt somit die vorgenommene Prognose mit dem BAND-Modell den worst case dar.

5.4.2.13 Mittlere Rotorgeschwindigkeit

Die Windgeschwindigkeit nimmt mit steigender Höhe je nach Standort erheblich zu (Abb. 1.18 im Anhang). Da die im Wind enthaltene Leistung proportional zur dritten Potenz der Windgeschwindigkeit ist, hat die Nabenhöhe daher maßgeblichen Einfluss auf den Ertrag der WEA bzw. die Umdrehungszahl, die für die Berechnungen mittels BAND-Modell eine wichtige Kenngröße darstellt (BAND 2012). Hinzu kommt die Anforderung, dass die angenommene mittlere Rotordrehzahl für das BAND-Modell den Mittelwert über die operative Phase der WEA ohne Stillstandszeiten darstellen soll.

Mit Hilfe der Häufigkeitsverteilung der Windstärke in Kombination mit den anlagenspezifischen Kennlinien (Abb. 5.25 und Abb. 12.5 im Anhang), ist es möglich die standortspezifische mittlere Rotorgeschwindigkeit auszurechnen. Im Falle der hypothetischen E-82 in Büsum mit 6 bis 18 Umdrehungen/min kommt hier die Abschaltung kaum zum Tragen, da die Abregelwindgeschwindigkeit laut Herstellerangaben 28 – 34 m/s beträgt. 28 m/s entspräche bei der gegebenen Rauigkeit ca. 20 m/s auf 10 m Messhöhe. Für den dargestellten Turbinentyp beträgt die Anlaufgeschwindigkeit ca. 3 m/s. Dies entspricht auf 10 m einer Windgeschwindigkeit von ca. 2,14 m/s – es wird der Einfachheit halber mit einem Wert von 2,5 m/s der DWD Daten gerechnet.

Die Nennwindgeschwindigkeit beträgt ca. 12 m/s (43 km/h, 6 Beaufort; Abb. 12.5 im Anhang), d. h. die Nennleistung wäre bei Windgeschwindigkeiten von ≈ 9 m/s auf 10 m erreicht.

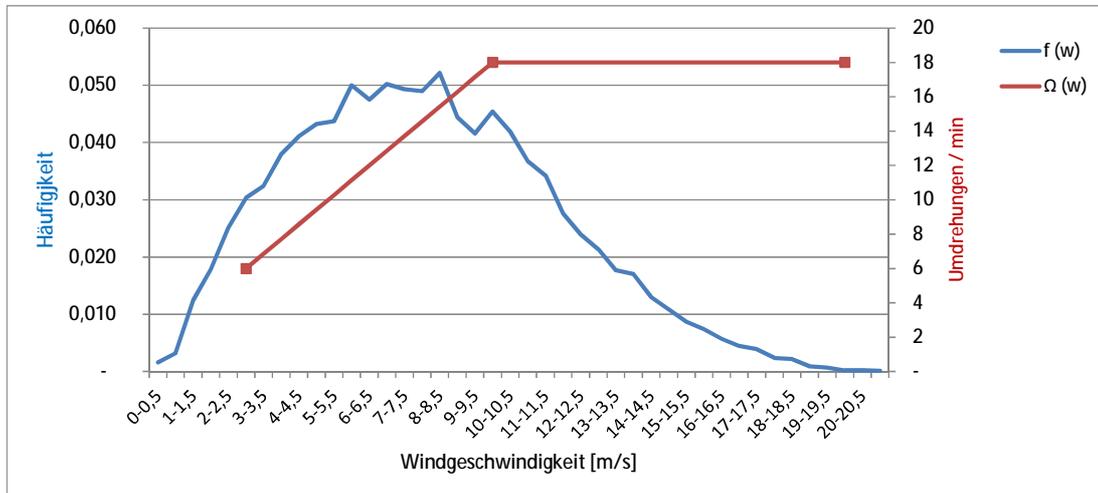


Abb. 5.25 Standortabhängige Häufigkeitsverteilung verschnitten mit der Leistungskurve einer E-82 - Bin-Weite 0.5 m/s – Zusammenhang Windgeschwindigkeit – Rotationsgeschwindigkeit.

$$\varnothing \text{ Umdrehungszahl} = \frac{\text{Summe (frequency x rotor speed)}}{\text{Summe (frequency)}} = \frac{\sum \Omega(w) \times f(w)}{\sum f(w)} = \frac{13,187}{0,9398} = 14,03$$

Die mittlere Umdrehungszahl würde also für dieses Beispiel in Büsum ca. 14 U/min im Jahr 2014 betragen. Eine E-82 in Süplingen hätte hingegen nur eine mittlere Umdrehungszahl von 9,65 U/min aufgrund der geringerenmittleren Windgeschwindigkeit von 3,75 m/s und wegen der Häufigkeit der mäßigen Windstärken (Abb. 5.24).

Der Vollständigkeit halber muss erwähnt werden, dass noch weitere Kombination der Regelkonzepte für den Rotor (Stall, aktiven Stall oder Pitch) und den Generator (drehzahlkonstant, zweistufig oder variabel) möglich sind, was wiederum zu anderen Drehzahlregelung führt. Dies wird so aber in den verschiedenen Modellen nicht berücksichtigt.

Bei der Festlegung der Umdrehungsgeschwindigkeit der WEA für die verschiedenen WP-Saisons war es uns nicht möglich auch die standortbezogene Windgeschwindigkeit zu berücksichtigen, da keine gemessene Windstärken an den WEA aus den Untersuchungsjahren vorlagen. Aus diesem Grund musste eine vereinfachende Annahme für die vorherrschenden Windverhältnisse innerhalb der 12 Wochen getroffen werden. Wir sind daher von konservativen 15 U/min ausgegangen, was vier Sekunden pro Umdrehung als Parameter für das BAND-Modell entspricht. Diese Umdrehungszahl ist wahrscheinlich etwas zu hoch (vgl. oben) und würde entsprechend zu einer Überschätzung für windschwache WP-Saisons führen. Entsprechend der Sensitivitätsanalyse von COOK (2014) führte eine Steigerung der mittleren Rotorgeschwindigkeit um 10 % zu einer Zunahme der ermittelten AR um ca. 5,5 %. Der Grund für diesen Anstieg ist, dass bei einem schneller drehenden Rotor weniger Zeit für den Vogel bleibt unbeschädigt hindurch zu fliegen, so dass die Kollisionswahrscheinlichkeit steigt (vgl. Abb. 5.26). Dies bedeutet, dass die Kollisionsprognose im BAND-Modell zu-

nimmt, während die Anzahl geschätzter Kollisionsopfer gleich bleibt (vgl. Berechnung der AR in (Kap. 5.2.4). Bei der gewählten mittleren Umdrehungsgeschwindigkeit handelt es sich somit um einen konservativen Ansatz, der zu einer erhöhten Zahl prognostizierter Kollisionsopfer führt. Im Vergleich mit den Ergebnissen der Schätzungen auf der Basis der Kollisionsopfersuche ist jedoch eine starke Unterschätzung gegeben.

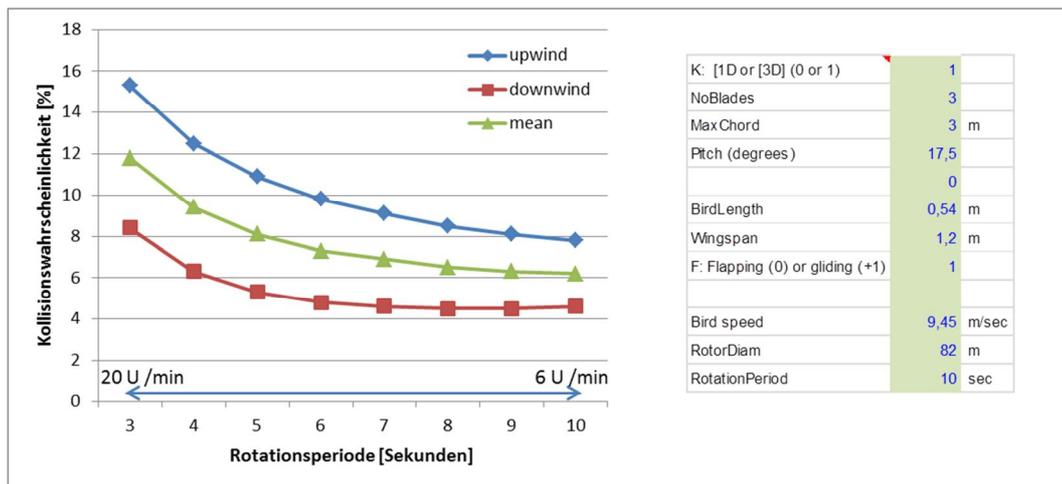


Abb. 5.26 Kollisionswahrscheinlichkeit bei Rotordurchflug eine E82 für den Mäusebussard, abgewandelt nach (BAND 2012a).

5.4.2.14 Anstellwinkel der Rotoren

Am Blattprofil wird durch die Luftströmung (Wind) ein aerodynamischer Auftrieb erzeugt, welcher den Rotor in Drehung versetzt. Als Bremssystem dienen autarke Blattverstellantriebe (Pitchantriebe), die das Rotorblatt jeweils in einem Bereich von ca. 90° drehen und somit den Auftrieb durch unterschiedliche Blattanströmung regeln können.

Hierzu gibt es allerdings so gut wie keine Herstellerangaben, so dass es schwer zu beurteilen ist, ob die angenommenen Parameter auch die tatsächlich herrschenden Bedingungen adäquat abbilden. Auch zum Zusammenhang zwischen Windgeschwindigkeit und Pitch gibt es keine Veröffentlichungen von Seiten der Hersteller. Darüber hinaus kann der Anstellwinkel noch entlang des Rotorblattes selbst variieren, von einem hohen Winkel nah an der Nabe zu einem niedrigeren Winkel hin zu den Blattspitzen, da der Rotor in sich verdreht ist.

Auch diese Daten lassen sich aufgrund des Patentrechts nicht im Modell abbilden. BAND (2012b) geht aber von einem Anstellwinkel von 15° für eine WEA aus, welche im Bereich der mittleren Rotorgeschwindigkeit betrieben wird. In einer anderen Studie geht derselbe Autor hingegen von 25° als angemessenen Winkel für eine typische große WEA aus BAND (2012a). Für die PROGRESS Berechnungen wurden 17,5° angenommen. Eine Veränderung des angenommenen Anstellwinkels führte in der Studie von COOK et al. (2014) allerdings zu vernachlässigbaren Abweichungen in der AR. Dieser schwache nahezu lineare Zusammenhang zeigte sich auch bei der Analyse von CHAMBERLAIN et al. (2005) (Abb. 5.28).

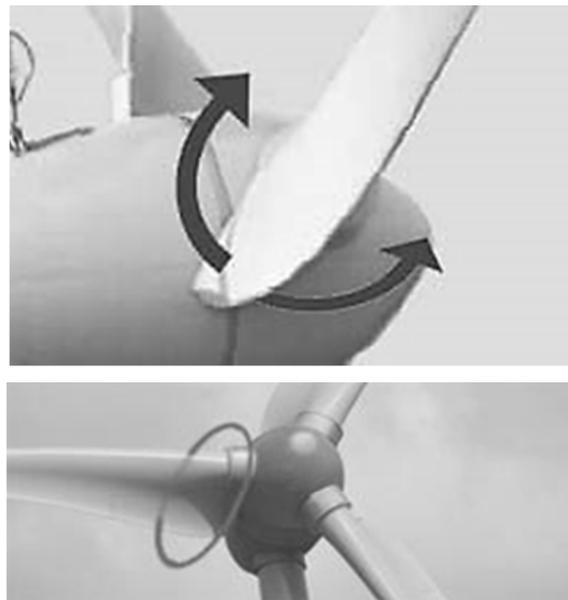


Abb. 5.27 Pitchregelung als Bremse des Rotors: dreht sich das Rotorblatt in Richtung des oberen Pfeils, vermindert sich der Auftrieb und die Drehzahl wird reduziert.

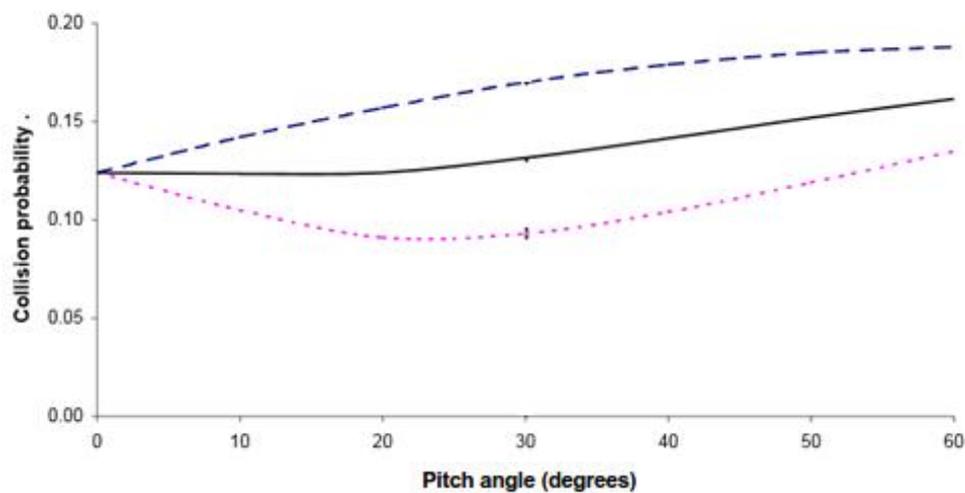


Abb. 5.28 Zusammenhang Kollisionswahrscheinlichkeit und Anstellwinkel der Rotorblätter; durchgezogene mittlere Linie stellt den Mittelwert aus Gegen (gestrichelt) – und Rückenwind (gepunktet) Szenario dar - BTO Research Report No. 401.

5.4.3 Nicht-modellbezogene Unsicherheiten

5.4.3.1 Witterungen

Reduzierte Sichtverhältnisse, bedingt durch Regen, Nebel oder tiefhängende Wolken, können dazu führen, dass Hindernisse später wahrgenommen werden; Starkwind oder Thermik beeinflussen die Manövrierfähigkeit bzw. das Flugverhalten (WINKELMAN 1992; SPEAR & AINLY 1997; DREWITT &

LANGSTON 2006a; SHAMOUN-BARANES et al. 2006a; SHAMOUN-BARANES et al. 2006b; SAFI et al. 2013). Ein solcher Herbststurm führte während der Projektlaufzeit zu entsprechend erhöhten Kollisionsopferzahlen an der Westküste von SH (Kap. 2, Abb. 5.29). Starke Herbststürme sind allerdings ein wiederkehrendes Phänomen im Küstenraum (Abb. 5.30).

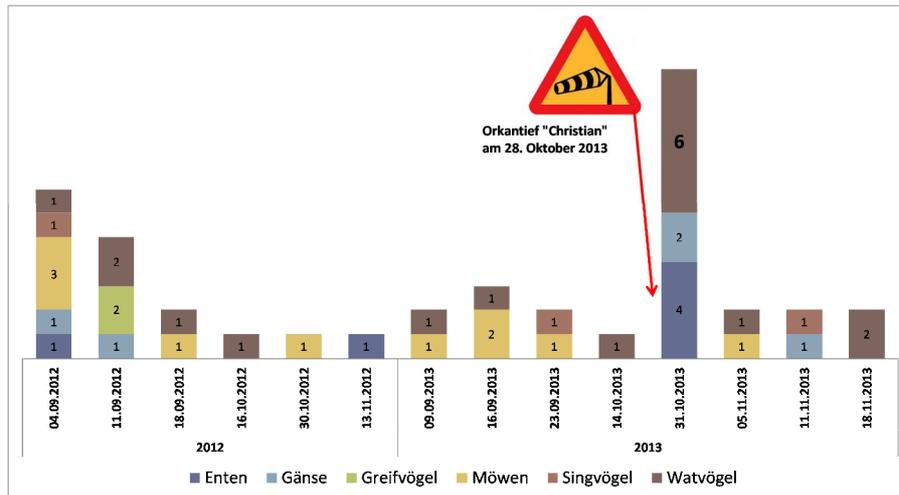


Abb. 5.29 Kollisionsopferfunde in einem doppelt bebauten WP in SH im Herbst 2012 und 2013.

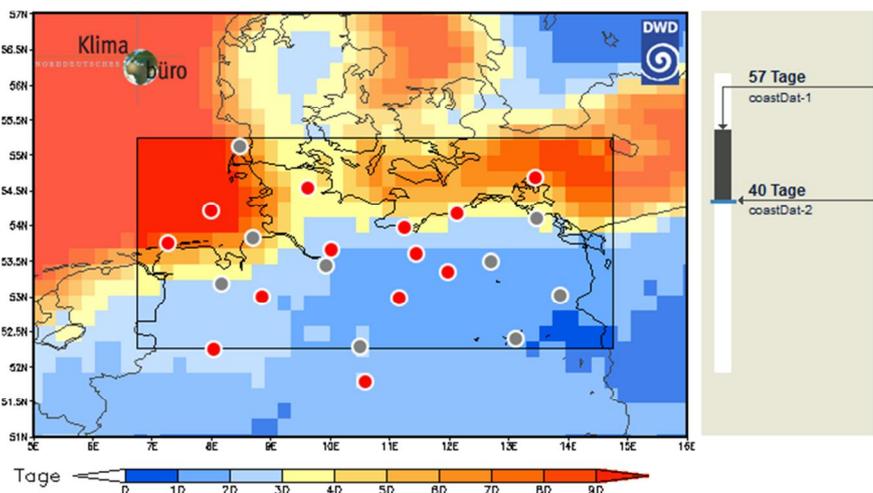


Abb. 5.30 Die Anzahl Sturmtage in Norddeutschland (1981 - 2010)⁷ - Anzahl der Tage, an denen die maximale Windgeschwindigkeit Beaufort-Skala 8 überschreitet ($V_{max} > 62 \text{ m/h}$).

Solche witterungsbedingte Einzelereignisse wurden aber mittels der VP Beobachtungen nur unzureichend abgedeckt. Auch in anderen Studien wird darauf hingewiesen, dass die Eingangsdaten für das BAND-Modell vornehmlich auf Flugdaten basieren, welche während guter Sichtverhältnisse usw. erhoben wurden (CAMPHUYSEN et al. 2004; LANGSTON & PULLAN 2004). Dabei können Schlechtwetterphasen, insbesondere Niederschläge, die Aktivität in hohem Maße beeinflussen. SERGIO et al. (2003) zeigten für den Schwarzmilan, dass dieser vornehmlich während günstiger Wetterverhältnisse jagte und dass die Versorgung der Jungen während Regenperioden deutlich

⁷ <http://www.norddeutscher-klimamonitor.de/klima/1981-2010/jahr/sturmtage/norddeutschland/coastdat-2.html>

zurückging. Ebenso wurde für den Turmfalken eine bei Regen stark herabgesetzte Flug- bzw. Jagdaktivität nachgewiesen (CAVÉ 1968). Darüber hinaus zeigt (GRUBB 1978), dass mit zunehmender Windgeschwindigkeit und kälteren Temperaturen überwinternde Vögel deutlich mehr Zeit stationär verbrachten und entsprechend weniger Zeit für die Nahrungssuche aufwandten, auch die zurückgelegten Distanzen verringerten sich. Ebenso steht die Flughöhe des Mäusebussards z. B. in einem negativen Zusammenhang mit den herrschenden Windgeschwindigkeiten (MALMIGA et al. 2014). Allerdings kollidieren v. a. Greifvögel auch bei guten Wetterverhältnissen, da sie kaum Ausweichverhalten zeigen (u. a. BEVANGER et al. 2010, BERGEN et al. 2012, HÖTKER et al. 2013).

Die Empfindlichkeit ziehender Arten liegt möglicherweise in der Tatsache begründet, dass sich größere Mengen ortsfremder Tiere auf einer kleinen Fläche aufhalten (DREWITT & LANGSTON 2008). Durchziehende Kiebitze und Goldregenpfeifer können zudem bei bestimmten Witterungsbedingungen von einem Zugstau betroffen sein, der zu rastenden Trupps in ungewohnt großen Zahlen führt, welche auf einen Wetterwechsel warten. Außerdem neigt ein Teil der Zugvögel dazu in niedrigen Höhen zu fliegen (KEMP et al. 2013).

5.4.3.2 Habitatnutzung, Saisonalität und Verhalten

Das Ausweichverhalten der Vögel bezogen auf den WP, hängt neben der WP-Konfiguration auch stark damit zusammen, wie die WP-Flächen durch die Tiere genutzt werden. Sind die WEA z. B. sehr nahe an einer Brutkolonie, oder direkt auf einem Flugkorridor, stehen sie ggf. auf Hauptnahrungsgebieten, also überall dort wo regelmäßig Situationen zu erwarten sind, in denen Flüge in Rotorhöhe stattfinden (z. B. Balz- und Distanzflüge, Verteidigungs- oder Ausweichflüge)? Je nach Habitatnutzung ergeben sich verschiedene Flugverhaltensweisen, die zu unterschiedlichen Kollisionsrisiken führen können (MARTIN 2010, MARTIN 2011). Auf der Suche nach Nahrung, Ruhestätten oder Artgenossen usw. reduziert sich die Hinderniswahrnehmung der Vögel – durch die vertikalen Kopfbewegungen - erheblich, so dass in solchen Situationen auch die Kollisionsgefahr wächst (MARTIN & SHAW 2010). Die Habitatnutzung wiederum kann in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung bzw. Nahrungsverfügbarkeit auch kurzfristigen Änderungen unterworfen sein (z. B. nach einer Mahd), die je nach Beobachtungsintervallen ggf. undokumentiert bleiben.

Hinsichtlich der Saisonalität zeigen sich in einem der doppelt untersuchten WP teils größere Unterschiede zwischen den einzelnen Monaten bzgl. der Aufenthaltsdauer der Mäusebussarde in der Rotorzone. Es zeigt sich, dass im Jahr 2014 in den Monaten März, Mai und Juni eine deutlich höhere Flugaktivität in der Rotorzone zu verzeichnen war (Abb. 5.31 oben). Auch MESTECANEANU & MESTECANEANU (2011) stellten überdurchschnittliche Aktivitäten der Mäusebussarde in den Monaten März bis Mai fest. Diese stark schwankende, saisonale Variation der Flughöhe konnte auch bereits für den Rotmilan gezeigt werden, welcher ebenfalls in den Monaten März – Juni einen deutlich größeren Zeitanteil in den kollisionsgefährlichen Höhen verbrachte (HÖTKER et al. 2013).

Bezüglich der Individuensichtungen (Abb. 5.31 unten) wird dieser saisonale Unterschied allerdings nicht so deutlich. Zudem lässt sich ein möglicher Mäusebussarddurchzug im September (vgl. Kap. 4) erahnen. Die vier Höchstwerte stammen dabei jeweils aus den beiden Mittagsblöcken des 11. und 18. Septembers. Bei der Betrachtung der reinen Gefahrenzone wurden im Frühjahr an VP 1 dieses WP 36,5 min und an VP 2 37 min in der Gefahrenzone in 35 Std beobachtet – also 1,7 % der Beobachtungszeit. Bezogen auf die 12 Wochen mit nahezu 1.250 Helligkeitsstunden berechnet

sich eine Kollisionsrate ohne AR von 0,6 Individuen. Im Herbst 2013 berechnet das BAND-Modell - zum Vergleich - am selben Standort nur 0,1 Kollisionsopfer.

Es ist anzumerken, dass den ermittelten Mortalitätsraten kein gewerteter Fund aus diesem WP gegenübersteht. Die Schätzung basieren also auf Nullfunden, wenngleich auch zwei frische Kollisionsopfer des Mäusebussards am ersten Untersuchungstag im Frühjahr (25.03.14) vorlagen. Allerdings konnten diese aufgrund des mangelnden Untersuchungsaufwands für den vorherigen Zeitraum nicht für die Schätzungen genutzt werden. Dennoch lässt dies vermuten, dass hier die kritische Zeit der Balzflüge im zeitigen Frühjahr ggf. nicht adäquat abgedeckt wurde, ebenso wie der Zeitraum, in dem die ersten flüggen Jungvögel umherstreifen (CAMIÑA 2011).

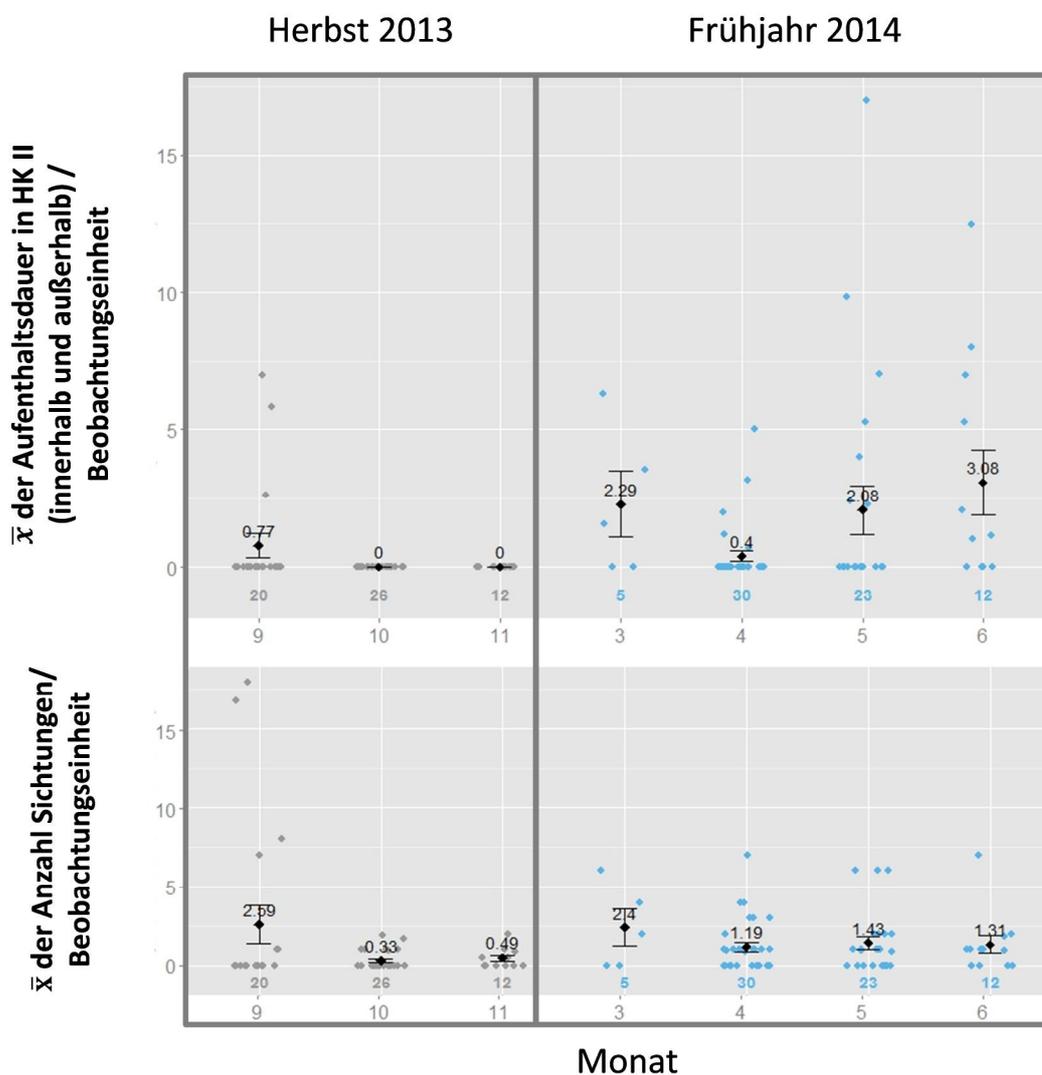


Abb. 5.31 Beispielhaft saisonale Unterschiede Mäusebussard in einem doppelt beprobten WP; Mittelwert \pm Standardfehler (SE) – zusätzlich ist die Anzahl der Beobachtungsböcke mit angegeben. Die einzelnen Datenpunkte zeigen die 128 Beobachtungseinheiten [2013 (04.09.13 – 20.11.13 insg. ca. 69 Std.) / 2014 (25.03.14 – 10.06.14 insg. ca. 70 Std.)].

Die Balzflüge der Mäusebussarde finden bereits ab Mitte Februar statt. Sie können in günstigen Jahren sogar noch früher einsetzen und finden auch nach der Brutzeit im August wieder statt. Sie können dann bis Oktober andauern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Die Balzflüge über dem Brutgebiet bestehen dabei aus einem gemeinsamen Höherkreisen der beiden Partner, wobei am Kulminationspunkt entweder der höhere Vogel mit angewinkelten Flügeln abkippt und etwa 30–40 m hinabstürzt, oft in Richtung auf den anderen Partner, oder beide Vögel im Wechsel einander nachstürzen. Die hohen Balzflüge können „halbe Stunden und länger“ dauern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989), und während dieser Zeit liegt ein erhöhtes Kollisionsrisiko nahe (MAY et al. 2013). Kreisen in größerer Höhe kommt jedoch auch vor, wenn Eindringlinge im Revier abgewehrt werden sollen (MEBS 1964). Aufgrund ihres möglicherweise noch unausgereiften Flugverhaltens (POWLESLAND 2009), kann auch die vermehrte Anwesenheit von Jungvögeln zum Ende der Brutperiode zu erhöhten Kollisionsopferzahlen führen (HENDERSON et al. 1996), ebenso wie die Ablenkung der Tiere durch weitere Arten, so dass in solchen Einzelsituationen ebenfalls ein erhöhtes Schlagrisiko besteht.

Auch das Balzverhalten anderer Zielarten birgt entsprechendes Risikopotential. Das Männchen der Wiesenweihe zeigt z. B. Wellenflüge in großer Höhe, Loopings, Sturzflüge mit schraubigen Drehungen und unkontrolliert erscheinendes Abtrudeln (Abb. 5.32). Zur Balz gehören außerdem Scheinangriffe des Männchens auf das Weibchen, zu deren Abwehr sich das Weibchen auf den Rücken wirft, sowie gemeinsames Gleiten und Kreisen. So verbrachten brütende Kornweihen Brutvögel in Schottland ca. 55 % der Flugzeit in Rotorhöhe bei Zunahme von Mitte April bis Anfang Juli, ein weit höher Anteil als von Experten prognostiziert wurde (STANEK 2013).

Falls also tatsächlich die Mehrzahl der Altvogelverluste in der Zeit zwischen Revierbesetzung und Ausfliegen der Jungvögel stattfindet, würde dies einen hohen Anteil von Folgeverlusten durch Brutauffälle bedeuten (BELLEBAUM et al. 2013, HÖTKER et al. 2013).

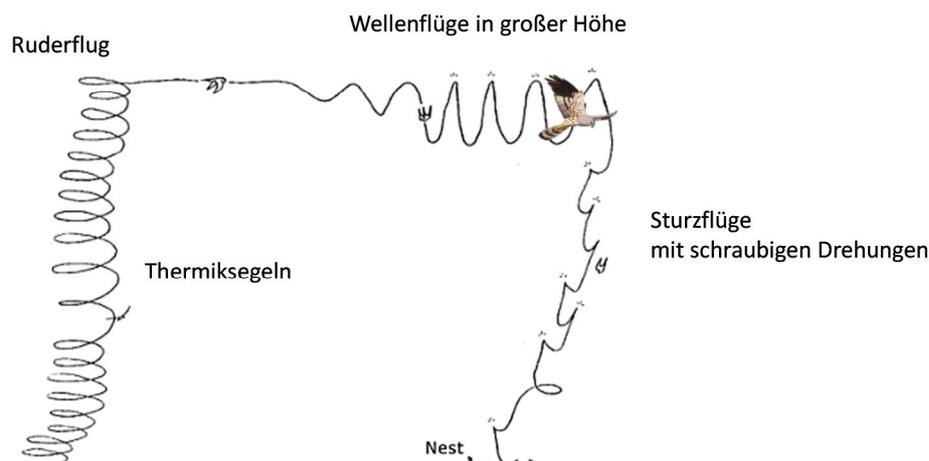


Abb. 5.32 Schematischer Ablauf der Wiesenweihenbalz.

5.4.4 Kombination von Unsicherheitsfaktoren

Die Parameter im BAND-Modell sind alle jeweils mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Es wird z. B. geschätzt, dass allein Schritt 2 im BAND-Modell (Kollisionswahrscheinlichkeit bei einem Rotor-durchflug) mit einem Fehler von rund 20 % behaftet ist, sofern alle erforderlichen Turbinenparameter bekannt sind vgl. - SOSS Guidance § 47 (BAND 2012b) (vgl. Tab. 5.5: e5). Die aktuellste Ver-

öffentlichung des Modells stellt eine Vorgehensweise vor, wie man einen Großteil der genannten übrigen Unsicherheiten entsprechend wiedergeben könnte - Stage F in BAND (2012b). In der Summe schwankt dort in dem Fallbeispiel die angegebene jährliche Kollisionsprognose um $\pm 35\%$ (Tab. 5.5). Dabei handelt es sich um den kombinierten absoluten Fehler fürs das dortige Fallbeispiel, ermittelt als die Wurzel aus der Quadratsumme der absoluten einzelnen Fehler (e_1 - e_5). Mittels dieser Methode ließe sich die Angabe um weitere Faktoren ergänzen, um so die relativ grobe Annäherung des BAND-Modells zu veranschaulichen.

Tab. 5.5 Fehlerfortpflanzung - Offshore - Fallbeispiel zum Basstölpel (BAND 2012b) S 11.

$$E = \sqrt{e_1^2 + e_2^2 + e_3^2 + e_4^2 + e_5^2}$$

| | | |
|----|--|------------------|
| e1 | Unsicherheitsfaktor bzgl. der Vogeldichte | $\pm 0,13$ |
| e2 | Unsicherheitsfaktor bzgl. nächtlichen Aktivität | $\pm 0,08$ |
| e3 | Unsicherheitsfaktor bzgl. Flughöhe | $\pm 0,25$ |
| e4 | Unsicherheitsfaktor bzgl. Betriebszeiten der WEA | ± 0 |
| e5 | Unsicherheitsfaktor bzgl. vereinfachter Annahmen im Modell | $\pm 0,2$ |
| E | absoluter Fehler | $\pm 0,35$ (35%) |

Dieser Ansatz der Fehlerfortpflanzung kann streng genommen nur angewendet werden, sofern die einzelnen Variabilitätsursachen unabhängig voneinander sind. Weiterhin muss beachtet werden, dass diese Methode einer Quantifizierung der enthaltenen Unsicherheiten erst nachträglich ansetzt und nicht direkt ins Modell integriert ist.

Der Unsicherheitsfaktor bzgl. der Vogelaktivität (e_1) berechnet sich beispielhaft aus der zweifachen (strenger sogar 1,96-fachen) empirischen Standardabweichung (SD) der kombinierten Standardabweichungen der einzelnen Monatswerte geteilt durch die Anzahl der vorhandenen Monatswerte. Allerdings handelt es sich dort um ein Offshore-Beispiel, also registrierte Individuen/km². Dennoch ließe sich diese Berechnung prinzipiell äquivalent auch für die Einheit Aufenthaltsdauer in der Gefahrenzone/Beobachtungsstunden. berechnen. Das ist für die Planungspraxis deutlich einfacher anzuwenden als die Berechnungen in Kap. 5.4.2.8.

Herleitung des relativen Unsicherheitsfaktors bzgl. der Vogelaktivität (e_1 in Tab. 5.5):

$$SD_{\text{year}} = \sqrt{SD_{\text{Jan}}^2 + SD_{\text{Feb}}^2 + \dots + SD_{\text{Dec}}^2}$$

The relative error is then $\frac{1.96 \times SD_{\text{year}}}{\text{Sum of monthly bird densities}}$

Das Hauptproblem des BAND-Modells ist also, dass eine einzelne Zahl als Ergebnis für die Beschreibung des Kollisionsrisikos die zugrunde liegende Komplexität nicht annähernd wiedergeben kann. Es ist daher zwingend erforderlich die optimalen Annahmen für die eingesetzten Variablen

durch entsprechend angepasste Feldmethoden inklusive der zugrunde liegenden Variabilität zu erlangen. Auch wenn in den vorliegenden BAND-Berechnungen in vielen Fällen Mittelwerte für die Berechnungen genutzt wurden, wurden keine Fehlergrößen ermittelt. Exemplarisch soll dies für die Ermittlung der Flugaktivität gezeigt werden.

Die gemäß der oben beschriebene Methode dargestellten PROGRESS Daten in Tab. 5.6 entsprechen denen des doppelt beprobten WP in Abb. 5.31, allerdings handelt es sich dort nicht um den Mittelwert und die Standardabweichung (engl. standard deviation, SD) sondern dort ist abweichend der Standardfehler (SE) als statistisches Maß aufgetragen. Für die Berechnung der Unsicherheit ist die Standardabweichung als rein beschreibendes Maß geeigneter, da diese v. a. von der biologischen Variabilität abhängig ist und somit eine Aussage über die Streuung der erhobenen Werte in einer Stichprobe zulässt. Es wird deutlich, dass in diesem WP vor allem im Frühjahr bei der Ermittlung der Aufenthaltsdauer sehr starke Schwankungen mit Unsicherheiten von über 300 % auftraten, die so im ursprünglichen BAND-Modell nicht berücksichtigt sind. Allerdings existieren neben dem BAND Modell in der einfachen Ausprägung noch weitere Kollisionsmodelle, die auch außerhalb von Großbritannien eingesetzt werden und welche versuchen diese Unsicherheiten bei der Prognose des Kollisionsrisikos mit anzugeben. Hierzu wird nachfolgend ein Überblick gegeben.

Tab. 5.6 Berechnungsweg zur Bestimmung des Unsicherheitsfaktors bzgl. der Flugaktivität in Rotorzone.

| Monat | VP 1 x Aufenthaltsdauer | | | VP 2 x Aufenthaltsdauer | | | Gesamt x | | |
|--------|----------------------------|----------------|------|----------------------------|----------------|------|-------------|------------------|------|
| | N Blöcke | (min HKII/std) | SD | N Blöcke | (min HKII/std) | SD | N Blöcke | Aufenthaltsdauer | SD |
| Sep | 9 | 1,43 | 2,68 | 11 | 0,24 | 0,75 | 20 | 0,77 | 1,97 |
| Okt | 13 | 0,00 | 0,00 | 13 | 0,00 | 0,00 | 26 | 0,00 | 0,00 |
| Nov | 6 | 0,00 | 0,00 | 6 | 0,00 | 0,00 | 12 | 0,00 | 0,00 |
| Mrz | 3 | 2,11 | 2,99 | 2 | 2,56 | 0,98 | 5 | 2,29 | 2,40 |
| Apr | 15 | 0,21 | 0,56 | 15 | 0,59 | 1,42 | 30 | 0,40 | 1,09 |
| Mai | 12 | 1,36 | 2,84 | 11 | 2,87 | 5,05 | 23 | 2,08 | 4,12 |
| Jun | 6 | 3,24 | 4,85 | 6 | 2,91 | 2,81 | 12 | 3,08 | 3,96 |
| Gesamt | 64 | 0,91 | 2,50 | 64 | 1,02 | 2,68 | 128 | 0,97 | 2,59 |

| | | | | |
|------|--------------------|------|--------------------|------|
| Jahr | SD _{Jahr} | 6,93 | SD _{Jahr} | 6,08 |
| | Unsicherheit | 194% | Unsicherheit | 170% |

| | | | | |
|----------|------------------------|------|------------------------|------|
| Frühjahr | SD _{Frühjahr} | 6,23 | SD _{Frühjahr} | 6,44 |
| | Unsicherheit | 305% | Unsicherheit | 316% |

| | | | | |
|--------|----------------------|------|----------------------|------|
| Herbst | SD _{Herbst} | 2,68 | SD _{Herbst} | 0,75 |
| | Unsicherheit | 175% | Unsicherheit | 49% |

5.4.5 Weitere Kollisionsmodelle

MASDEN & COOK (in press) haben in der aktuellsten Studie zehn Modelle zur Bestimmung des Kollisionsrisikos für Vögel durch WEA analysiert. Der überwiegende Teil dieser Modelle beruht eben-

falls auf der Erfassung von Individuen im Gefahrenbereich. Lediglich vier der Modelle berücksichtigen dabei die oben beschriebenen Angaben zu möglichen Unsicherheiten.

Hervorzuheben ist das – allerdings noch nicht publizierte – sog. MASDEN-Update des BAND-Modells für Offshore WP (MASDEN in Vorb.), welches erstmalig mittels Monte Carlo Simulationen in R und einer Spannbreite der verschiedenen Inputparameter arbeitet, um die Unsicherheiten direkt im Modell zu berücksichtigen. So ist es anschließend möglich entsprechende Konfidenzintervalle um das jeweilige Ergebnis anzugeben. Das Modell verlangt zudem Informationen zu den Windgeschwindigkeiten des Standorts, da der Zusammenhang zwischen Rotordrehzahl, Windgeschwindigkeit und Pitch berücksichtigt werden soll. Da aber derzeit nur wenige der oft als vertraulich eingestuften Kennlinien der Hersteller vorliegen (MASDEN mdl.), bleibt dieser Ansatz vorerst hypothetisch. Es bleibt zudem die Schwierigkeit, dass die mechanistischen Grundannahmen des BAND-Modells weiterhin den unveränderten Kern des Updates bilden.

Der U.S. Fish and Wildlife Service hat ein Modell vorgestellt, welches mittels bayesianischer Schätzmethoden versucht, mögliche Adlerverluste zu prognostizieren (U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE 2013, NEW et al. 2015). Es basiert wie das BAND-Modell auf der zu ermittelnden Aufenthaltsdauer der Tiere im Gefahrenbereich und setzt entsprechend einen prognostizierbaren Zusammenhang zwischen der Nutzung des Raums durch die Vögel vor der Errichtung der WEA (λ , Vogel-min/Std/km³) und anschließenden Mortalitäten (F , Vögel/Jahr) voraus. Weiterhin geht ein sog. Expansion Faktor (ϵ) ein, mit dem ebenfalls Annahmen bzgl. des möglichen Aktivitätszeitraums usw. getroffen werden müssen. In der im Modell integrierten Verwendung des Satzes von Bayes wird eine bestehende Erkenntnis über die zu untersuchende Variable (die A-priori-Verteilung, kurz Prior) mit den neuen Erkenntnissen aus den Daten kombiniert, woraus eine neue, verbesserte Erkenntnis (A-posteriori-Wahrscheinlichkeitsverteilung) resultiert. Als Prior für die Kollisionswahrscheinlichkeit geht hier wiederum das BAND-Modell in die Auswertung mit ein. Die dortigen Annahmen bzgl. der Kollisionswahrscheinlichkeit der Adler stammen aus WHITFIELD (2009).

Der Prior enthält also sog. „Expertenwissen“. Das gleiche gilt für den nötigen Prior der Aufenthaltsraten (λ), welche im Beispiel in NEW et al. (2015) aus neun verschiedenen WP mit sehr unterschiedlichen Aktivitätsleveln stammen. Hierfür müssen folgende Fragen beantwortet werden: Was wäre eine zu erwartende mittlere Nutzungsrate für die betrachtete Zielart bzw. wie stark kann diese variieren? Liegen solche Informationen bereits in der Literatur vor und können berücksichtigt werden? Wenn ja ist muss der Anwender anschließend mittels Mittelwert und Varianz der Verteilung die Parameter für die Gamma Verteilung bestimmen. Auch für das Expertenwissen bzgl. der Kollisionswahrscheinlichkeiten bleibt das Problem, dass es nur zu einigen wenigen Standorte konkrete Daten zur tatsächlichen Mortalität gibt. Die Autoren räumen daher ein, dass durch die Unsicherheiten in der Schätzung der tatsächlich stattgefunden Kollisionen die nötigen Berechnungen entsprechend kompliziert werden.

5.5 Zusammenfassung

ImForschungsvorhaben PROGRESS wurden in 55 WP-Saisons parallel systematische Kollisionsopfersuchen durchgeführt und Daten zur Flugaktivität von ausgewählten Zielarten erhoben. Dieser Ansatz ermöglichte eine Analyse inwieweit die Anzahl der auf der Basis der Suchen geschätzten

Kollisionsopfer von der ermittelten Flugaktivität abhängt. Weiterhin wurde geprüft, ob die auf Basis der Flugaktivitätsdaten mittels des BAND-Modells prognostizierten Kollisionsopferzahlen mit den Zahlen auf der Basis der Kollisionsopfersuche übereinstimmen. Dies führte zu folgendem Ergebnis:

- Bei Mäusebussard und Goldregenpfeifer konnte kein signifikanter Einfluss der Flugaktivität auf die Anzahl der ermittelten Kollisionsopfer festgestellt werden.
- Auf der Basis der erhobenen Daten zur Flugaktivität führten die Prognosen des BAND-Modells zu drastischen Unterschätzungen der Kollisionsopferzahlen.

In diesem Forschungsvorhaben wurden sämtliche Parameter, Annahmen und Rechenschritte, die in das BAND-Modell eingehen, hinsichtlich möglicher Ursachen für dieses Ergebnis betrachtet. Zusammenfassend ergibt sich daraus, dass die mechanistische Struktur des BAND-Modells die inhärente Variabilität der Eingangsdaten nicht abbilden kann. Insbesondere die Stochastizität der Flugaktivität in der Gefahrenzone (siehe Kap. 5.4.2.4, 5.4.3.1 und 5.4.3.2) sowie die Kombination von Unsicherheitsfaktoren (Kap. 5.4.4) sind hierfür als maßgeblich anzusehen.

Diese Ergebnisse des Validierungsansatzes aus PROGRESS stimmen mit den kritischen Diskussionen des BAND-Modells in der Literatur überein (CHAMBERLAIN et al. 2006, MAY et al. 2010, MAY et al. 2011).

Teilweise ist das unzureichende Ergebnis der Prognosen des BAND-Modells darauf zurück zu führen, dass die durchgeführten Beobachtungen zur Erfassung der Flugaktivität diese quantitativ und qualitativ nicht hinreichend repräsentativ ermittelten konnte (sehr kleine Stichprobe, hoher Einfluss von Einzelereignissen). Kap. 5.4.2.2 hat jedoch gezeigt, dass für die „richtige“ Prognose im Vergleich zu den ermittelten Kollisionsopferzahlen ein so großer Anteil an Flugaktivität hätte beobachtet werden müssen, dass dies angesichts des Kenntnisstandes zu Aktivitätszeiten der betrachteten Arten im Tagesverlauf als unrealistisch anzusehen ist.

Die ermittelte Diskrepanz zwischen den Schätzungen auf Basis der Kollisionsopfersuche und den Prognosewerten des BAND-Modells ist somit zumindest nur teilweise auf methodische Probleme der Raumnutzungsbeobachtungen zurück zu führen. Wie gezeigt wurde, tragen eine Reihe von modellimmanenten Schwachstellen des BAND-Ansatzes ebenfalls dazu bei. Zudem reagiert es teilweise empfindlich auf Änderungen verschiedener Eingangsgrößen (CHAMBERLAIN et al. 2006). Zwar stehen unter den technischen Parametern Rotordurchmesser und Gesamthöhe fest, andere Parameter hingegen, wie z. B. die Rotorgeschwindigkeit oder auch der Anstellwinkel lassen sich nur schwer hinreichend genau einbeziehen. Im Hinblick auf das Vogelverhalten sind neben dem Anteil der Aktivität in der Gefahrenzone die Fluggeschwindigkeit, Flughöhe Windrichtung mit großen Unsicherheitsgraden behaftet.

Insgesamt scheint das Hauptproblem der Berechnungen mittels des Band-Modells aber v. a. der nur vage Zusammenhang zwischen der registrierbaren Flugaktivität und dem Kollisionsrisiko zu sein. Das Modell geht von einer linearen Abhängigkeit zwischen der Aufenthaltsdauer und der Gefährdung aus, was in den meisten Fällen allerdings nicht zutrifft (DE LUCAS et al. 2008). Zusätzlich enthält das Kollisionsmodell Angaben zur Ausweichrate in Form der AR, welche unterstellt, dass ein gewisser – aber letztlich unbekannter – Teil der prognostizierten Vögel auf Kollisionskurs geeignete Reaktionen zeigt, um einer möglichen Kollision zu entgehen. Das Modell geht weiterhin

davon aus, dass diese Rate über alle Individuen einer Art (altersunabhängig) konstant ist, was als unwahrscheinlich betrachtet werden muss. Die größte Einschränkung des Modells beruht also auf den vielen kaum gesicherten Annahmen bezüglich des Vogelverhaltens.

Angesichts dieser Ergebnisse wird davon ausgegangen, dass mit solch einem mechanistischen Modell die vorhandene Umweltstochastizität sowie unregelmäßig, aber nicht unbedingt selten auftretende Einzelereignisse, die zu einer Ablenkung der Aufmerksamkeit oder einer Einschränkung der Manövrierfähigkeit führen (z. B. Revierkämpfe, Windböen), nicht adäquat abgebildet werden kann. Besonders auffällig wird dies anhand der Annahme, dass die Antreff- und damit auch die Kollisionswahrscheinlichkeit eines Vogels an jedem Punkt innerhalb einer Höhenklasse eines Gebiets identisch sein sollen. Jedoch zeigten bereits verschiedene Studien, dass meist einzelnstehende oder periphere Anlagen häufiger als Kollisionsorte auffallen und überwiegend spezifische WEA-Standorte ein erhöhtes Risikopotential bergen (ORLOFF & FLANNERY 1992, BARRIOS & RODRÍGUEZ 2004, SMALLWOOD & THELANDER 2004, EVERAERT & STIENEN 2007, DREWITT & LANGSTON 2008, SMALLWOOD & KARAS 2009, SMALLWOOD et al. 2009, FERRER et al. 2012). Gleichwohl lassen die Mehrheit der Studien (zumeist Meta-Analysen von Studien) keinen klaren statistischen Zusammenhang zwischen den Mortalitätsraten und den Eigenschaften der WEA erkennen (HÖTKER 2006, BARCLAY et al. 2007, PEARCE-HIGGINS et al. 2012). Weiterhin verursacht der Großteil der WEA keine Todesfälle (BARRIOS & RODRÍGUEZ 2004, DE LUCAS et al. 2012a).

Zwar mag es komplizierte Wechselbeziehungen zwischen anlagespezifischen Kenngrößen, Topographie und dem artspezifischen Verhalten geben (BARRIOS & RODRÍGUEZ 2004, SMALLWOOD et al. 2009, DE LUCAS et al. 2012b, SCHAUB 2012), doch ist es als wahrscheinlich anzusehen, dass der Standort der WEA innerhalb der umgebenden Landschaft einen größeren Einfluss hat als bestimmte Turbineneigenschaften wie z. B. die Nabenhöhe (HÖTKER 2006). So herrscht in der Literatur weitgehend Übereinstimmung darüber, dass das Kollisionsrisiko im Wesentlichen vom Standort, der Topographie und dem Artenspektrum abhängt (GOVE et al. 2013).

Weitere Faktoren wie die herrschenden Windverhältnissen, sonstige Witterungsparameter oder Flugart und -höhe sowie die Tageszeit beeinflussen das Risiko zusätzlich, ebenso wie das Alter der Tiere, ihr Verhalten (Interaktionen usw.) und entsprechend auch der Zeitpunkt des Jahreszyklus der jeweiligen Art (LANGSTON & PULLAN 2003). Nur wenn jeder dieser Punkte beachtet wird, kann das Risiko im Idealfall adäquat bewertet werden.

Für die Bewertung des durch einen geplanten WP zu erwartenden Kollisionsrisikos an einem „durchschnittlichen“ Onshore-Standort ist nach den vorliegenden Ergebnissen das BAND-Modell nur wenig geeignet, da die Prognosen keine absoluten Kollisionsopferzahlen in einer adäquaten Größenordnung wiedergeben. Das Modell erlaubt jedoch standardisierte Vergleiche relativer Risiken, z. B. bei der Beurteilung verschiedener Repowering-Szenarien (DAHL et al. 2015) oder bei der Veranschaulichung des Einflusses unterschiedlicher Entfernungen zum Brutstandort (RASRAN & THOMSEN 2013).

Ansonsten erscheint das Modell nur in solchen Fällen sinnvoll einsetzbar, in denen die Variabilität der Flugaktivität möglichst gering ist, d. h. eine gute Vorhersagbarkeit hinsichtlich des Verlaufs, der Höhe, Richtung und Nutzungsintensität von Flugwegen besteht. Dies kann z. B. bei Flügen zwischen Brutkolonien von Möwen, Seeschwalben oder Reiher und ihren Nahrungsgebieten der Fall sein, an konzentrierten Zugrouten (Leitlinien aufgrund des Reliefs) oder teilweise bei Nahrungs-

flügen von Fisch- und Seeadler (hohe Brutplatztreue und gleichbleibende Nahrungsreviere). Doch auch bei Großvogelarten kann sich die Lage der in den einzelnen Jahren genutzten Flächen - und entsprechend die Raumnutzung - aufgrund unterschiedlicher Anbauverhältnisse verändern (gezeigt für den Schreiadler: LANGGEMACH & MEYBURG 2011). Auch der vorhandene oder fehlende Bruterfolg und nicht zuletzt die Anwesenheit möglicher Reviernachbarn und deren Bruterfolg (MEYBURG et al. 2006, LANGGEMACH & MEYBURG 2011, MELUR & LLUR 2013) spielen eine entscheidende Rolle bei den zu erwartenden Durchflügen durch eine geplante WP-Fläche.

6 MODELLIERUNG DER AUSWIRKUNGEN DER MORTALITÄT AUF POPULATIONSEBENE

Astrid Potiek und Oliver Krüger, Lehrstuhl für Verhaltensforschung Universität Bielefeld

6.1 Zielsetzung

Ziel dieses Bausteines ist es, die Populationskonsequenzen von Vogelkollisionen mit WEA vorherzusagen und zu bewerten. Um zu einer solchen Bewertung der Konsequenzen von zusätzlicher Mortalität durch WEA auf der Populationsebene zu kommen, ist eine populationsbiologische Simulation unerlässlich. So genannte Matrixmodelle (CASWELL 2001) erlauben es, altersspezifische Muster der Mortalität und Reproduktion zu kombinieren, um das daraus resultierende Populationswachstum zu modellieren. Die kombinierte Matrix- und Elastizitätsanalyse modelliert den Einfluss der zusätzlichen Mortalität durch Kollision mit WEA (Kap. 3) auf das Populationswachstum, so dass die Auswirkungen auf Populationsniveau behandelt werden kann.

Die Implementierung der altersspezifischen Mortalität und Reproduktion in Matrixmodellen und Elastizitätsanalysen erfolgte über das Programm "MATLAB". Entsprechende Programmcodes wurden am Lehrstuhl für Verhaltensforschung der Universität Bielefeld entwickelt und sind an die speziellen Fragestellungen angepasst worden.

Zum einen sollte für verschiedene Populationen der Zielarten geschätzt werden, ob es bei einer zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA zu einer veränderten Populationsentwicklung kommen kann, sowohl quantitativ (Veränderung der prognostizierten Populationswachstumsrate pro Jahr), als auch qualitativ (wird für eine wachsende Population eine Stagnation prognostiziert, oder sogar eine Abnahme und wird für eine stagnierende Population eine Abnahme prognostiziert). Daneben sollte die Grenze der zusätzlichen Mortalität geschätzt werden, bei der zumindest eine Populationsstagnation prognostiziert werden kann. Bei ausgewählten Populationen sollte die Populationsabnahme auch in so weit simuliert werden, ob die beobachtete Populationsabnahme durch den Zuwachs an WEA in den letzten 15 Jahren potenziell erklärt werden könnte.

6.2 Methode

6.2.1 Auswahl der Arten

Die Auswahl der Arten für die Analyse der Populationseffekte basiert sowohl auf dem Konzept der Zielarten (Kap. 1 und Kap. 2) als auch der Anzahl Funde pro Art (Kap. 2). Greifvögel werden in der Literatur als kollisionsempfindliche Arten bezeichnet (HÖTKER et al. 2013). Daneben weisen sich Greifvögel sowohl durch eine lange Zeitspanne bis zur ersten Fortpflanzung und eine insgesamt lange Lebensdauer aus (KRÜGER & RADFORD 2008), was dazu führt, dass zusätzliche Mortalität einen überproportionalen Effekt auf das Populationswachstum haben kann (KRÜGER et al. 2010, BELLEBAUM et al. 2013). Deswegen sind Greifvögel als Zielarten ausgewählt worden: der Mäusebussard aufgrund seiner weiten Verbreitung und Häufigkeit sowohl in der Landschaft als auch in der VSW-Liste. Der Rotmilan, weil er ebenfalls an vorderer Stelle in der VSW-Liste auftaucht und das Kerngebiet des weltweiten Brutvorkommens in Deutschland liegt. Schließlich wurde der Seeadler betrachtet, da er wie Mäusebussard und Rotmilan in der VSW-Liste eine der am häufigsten gefundenen Arten darstellt, was bei der geringen Siedlungsdichte der Art potenziell zu einer Bestandsgefährdung führen könnte.

Daneben waren relativ viele Kiebitze unter den Kollisionsopfern zu verzeichnen (Tab. 2.3), eine Art, die in der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands geführt wird (SÜDBECK et al. 2007). Gerade der Kiebitz als ehemals häufiger Wiesenvogel ist mittlerweile in den Fokus gerückt, da die Bestände in Deutschland stark abnehmen (HÖTKER et al. 2007, HÖTKER 2015). Deshalb wurden auch für diese Art die Populationseffekte von zusätzlicher Mortalität durch WEA geschätzt.

6.2.2 Demographische Daten und Annahmen im Modell

Um einen Populationstrend vorherzusagen werden oft Matrixmodelle benutzt. Hierbei wird anhand der demographischen Daten und der Populationsstruktur die erwartete Zusammensetzung der Population und Populationsgröße im nächsten Jahr berechnet. Mit Hilfe dieser Modelle kann der erwartete, insbesondere auch langfristige, Populationstrend geschätzt werden. Matrixmodelle und Elastizitätsanalysen werden heute vielfach in der Grundlagenforschung (CASWELL 2001, KRÜGER & LINDSTRÖM 2001, KRÜGER 2007) und im angewandten Naturschutz (GREEN et al. 1996, WHITFIELD et al. 2004, KATZNER et al. 2006, KRÜGER et al. 2010) eingesetzt. Sie ermöglichen eine sehr viel objektivere Bewertung von populationsbeeinflussenden Faktoren.

Der Einbau der zusätzlichen Mortalität durch WEA erfolgt direkt in den MATLAB codes für die Projektion der Population anhand von Matrixmodellen. Jedes Matrixelement, das sich auf Überlebenswahrscheinlichkeit bezieht, kann zusätzliche Mortalität in altersspezifischer als auch randomisierter Form aufnehmen und somit kann die Auswirkung auf das projizierte Populationswachstum direkt simuliert werden.

Um ein Matrixmodell verwenden zu können (Schema siehe Abb. 6.1), sind neben dem Altersaufbau der Population auch Kenntnisse zur Überlebens- und Reproduktionsraten notwendig. Diese können alters- oder klassenspezifisch unterteilt werden, abhängig von den verfügbaren Daten und demographischen Unterschieden zwischen Altersklassen. Zusätzlich werden Informationen über den Anteil der Adulttiere benötigt, die in einem Jahr in Abhängigkeit ihres Alters zur Brut schrei-

ten. Da diese Informationen nur sehr selten verfügbar sind (PENTERIANI et al. 2011), haben wir in diesen Fällen angenommen, dass 25 % der Gesamtpopulation nicht erfasste Floater sind, um diesem Faktum Rechnung zu tragen. Dies ist wichtig, da nichtterritoriale Individuen meist nicht in Bestandsstudien erfasst werden können, aber mit WEA kollidieren können. Ohne diese Addition würden die Auswirkungen von WEA auf Populationen überschätzt. Die Wahrscheinlichkeit zu brüten, wurde dann altersspezifisch in die Matrixmodelle integriert, in dem die altersspezifische Reproduktion (F_i) mit der altersspezifischen Wahrscheinlichkeit des Brütens (B_i) multipliziert wird.

Auf dieser Basis kann die geschätzte zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA in die Matrixmodelle eingebaut werden, und der Effekt von Mortalität durch Kollisionen auf die Population geschätzt werden. Dies beruht auf der Berechnung des dominanten Eigenvektors der Matrix, der als Populationswachstumsrate λ bezeichnet wird (CASWELL 2001). Hierbei gilt, dass eine Population mit $\lambda < 1,0$ abnimmt, eine Population mit $\lambda = 1,0$ stabil ist und eine Population mit $\lambda > 1,0$ zunimmt. Weiterhin gelten die Beziehungen $\lambda = e^r$ und $\ln \lambda = r$, wobei r das jährliche Populationswachstum beschreibt.

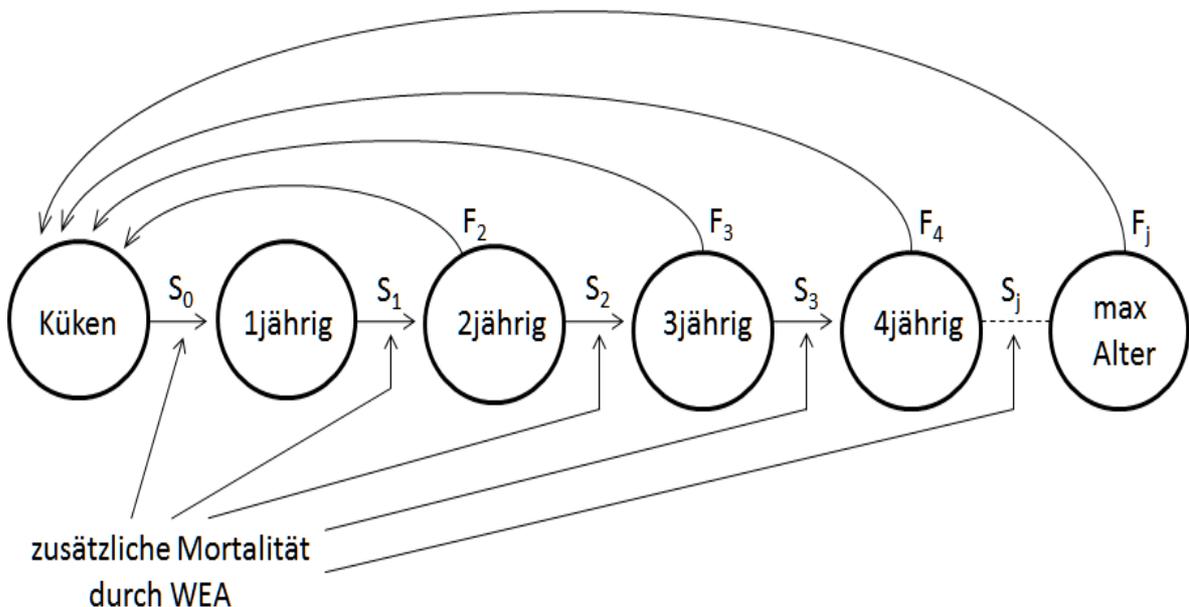


Abb. 6.1 Beispielschema eines Matrixmodells. Pfeile zeigen den Übergang bzw. Beitrag von einem Lebensabschnitt zum anderen im nächsten Jahr an. Die Überlebensrate von einem Lebensabschnitt zum nächsten wird durch S_j gekennzeichnet, wobei j das Alter ist. Die Reproduktion wird durch F_j gekennzeichnet. Neben der Mortalität ohne Kollisionen mit WEA kann die geschätzte zusätzliche Mortalität durch WEA in ein solches Modell leicht integriert werden.

Bei Greifvögeln liegen meist recht gute Daten zur generellen altersspezifischen Überlebenswahrscheinlichkeit nach Ringfunden oder von individuell markierten Tieren vor, allerdings ist die Modellierung der Mortalitätsrate meist mit zahlreichen Annahmen verknüpft; hier herrscht der größte Modellierungs- und Annahmebedarf. Um von einer Anzahl von gefundenen Kollisionsopfern zu einer Schätzung von altersspezifischer Mortalität zu gelangen, ist es notwendig, die Mortalität in einem probabilistischen Rahmen zu schätzen. Für die Zielarten haben wir auf Literaturwerte zurückgegriffen, die aus Gebieten ohne nennenswerte WEA stammen oder aus einem Zeitraum vor dem massiven Ausbau von WEA. Dies erfolgte, um zu vermeiden, dass der Effekt von zusätzlicher Mortalität durch WEA zweimal in die Berechnung der Populationswachstumsraten eingehen

könnte: jüngste Überlebensraten aus Gebieten mit einer signifikanten WEA-Dichte beinhalten die zusätzliche Mortalität bereits potenziell.

Um die Matrixmodelle einfach zu gestalten, wird ein weibchenspezifisches Modell verwendet. Da Greifvögel sehr monogam sind (THIOLLAY 1994), müssen die Männchen nicht berücksichtigt werden. Daher werden die benutzten Reproduktionsraten halbiert, es wird also eine Geschlechterratio der Küken von 1:1 angenommen. Diese Annahme ist für den Mäusebussard empirisch gestützt (CHAKAROV et al. 2015). Da es sich um weibchenspezifische Modelle handelt, wurden auch die geschätzten Kollisionsraten pro WEA und Jahr halbiert, da es bisher auch keine Belege dafür gibt, dass unter den Kollisionsopfern Männchen oder Weibchen überrepräsentiert sind.

Bei dieser Art von Matrixmodellen wird weiterhin angenommen, dass eine Balance zwischen Immigration und Emigration besteht, so dass sich beide Prozesse in ihrer Wirkung ausgleichen.

Die zusätzliche Mortalität wurde proportional zum Anteil einer Altersklasse an der Gesamtpopulation verteilt, da bisher keinerlei Evidenz existiert, dass bestimmte Altersgruppen bei den Zielarten als Kollisionsopfer über- oder unterrepräsentiert sind.

Obwohl bisher keine Evidenz für Dichteabhängigkeit in der Schlagrate vorliegt (DE LUCAS et al. 2008), wurde die jährliche Schlagrate dichteabhängig angepasst und nicht konstant gehalten. Dies bedeutet konkret, dass bei fallenden Populationen weniger numerische zusätzliche Mortalität durch WEA auftritt und bei steigenden Populationen mehr. Dieser Annahme liegt zu Grunde, dass bei konstanter, dichteunabhängiger Schlagrate, schließlich der Fall eintreten kann dass die jährliche Schlagrate das Populationsniveau übersteigt, es also zu einem plötzlichen Bestandszusammenbruch kommen kann.

Schließlich wurde in den Fällen, in denen Populationswachstum trotz zusätzlicher Mortalität mit WEA prognostiziert wurde, eine Mortalitatsgrenze berechnet, bis zu der zumindest eine stabile Population prognostiziert wird. Diese wurde letztendlich in eine potenzielle WEA-Dichte umgerechnet.

6.2.3 Szenarien zur WEA-Dichte

Da der Windenergie-Sektor schnell wacht, wurden zwei verschiedene Szenarien mit unterschiedlichen Turbinendichten als Basis für die Simulationen angenommen.

Als erstes Szenario der Turbinendichte wurde die aktuelle Dichte benutzt. Da WP in Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg untersucht wurden, ist die Dichte von Turbinen in diesem ganzen Gebiet berechnet worden (<http://www.foederal-erneuerbar.de>). Mit insgesamt 13.905 WEA auf 116.279 km² ergibt sich eine mittlere Dichte von 11,96 WEA pro 100 km².

Als zweites Szenario habe wir die jährliche WEA-Dichte in den genannten Bundesländern in den Jahren 2000 bis 2014 benutzt, um zu simulieren, wie die Effekte auf das Populationswachstum sich mit der zunehmende WEA-Dichte geändert haben könnten (Abb. 6.2).

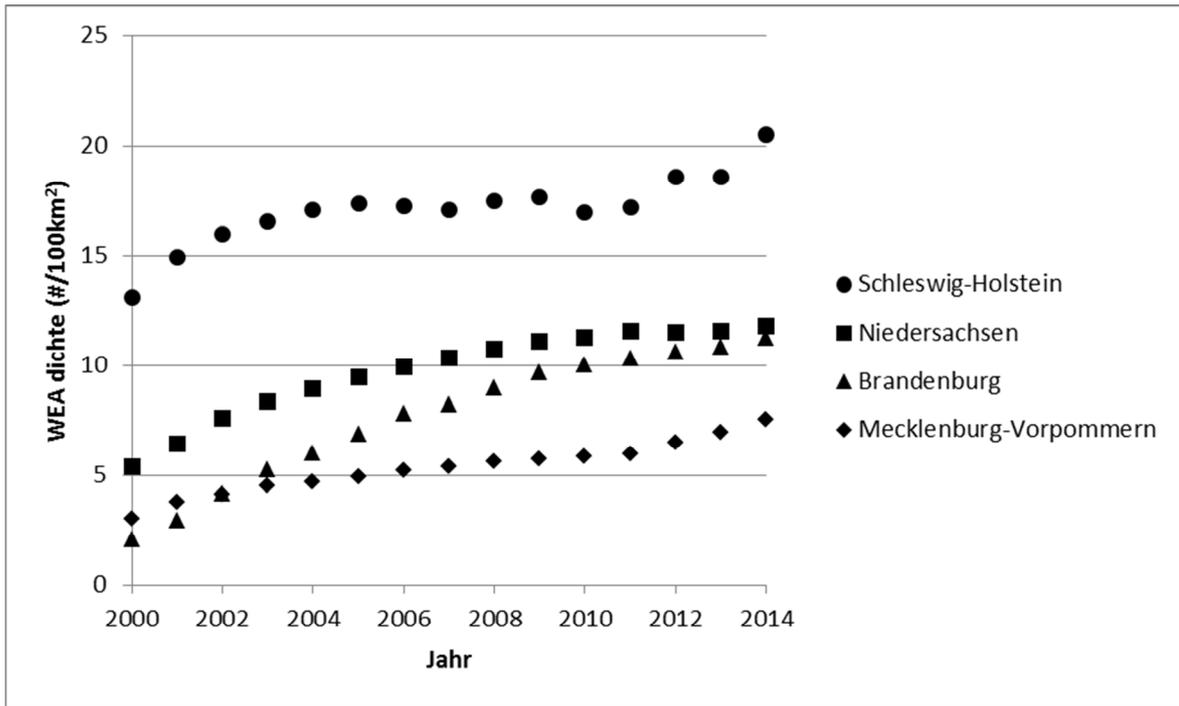


Abb. 6.2 Entwicklung der WEA-Dichte (Anzahl pro 100 km²) in den vier verschiedenen untersuchten Bundesländern von 2000 bis 2014.

6.2.4 Mäusebussard

Für das Matrixmodell für den Mäusebussard wurden Daten von einer Langzeitstudie (1989 bis 2015) einer Population im Raum Bielefeld (KRÜGER & LINDSTRÖM 2001, CHAKAROV et al. 2015) genutzt, die Gebiete im Norden von Nordrhein-Westfalen und im südlichen Niedersachsen umfasst. Da dieses Gebiet durch eine sehr niedrige WEA-Dichte gekennzeichnet ist (im Jahre 2014 nur vier WEA auf 300 km²), ist es möglich, dass diese Daten repräsentativ für eine Situation ohne Windenergie sind. Da in dieser Studie Individuen z. T. individuell markiert sind, ist es möglich, eine Überlebensrate und Reproduktionsrate zu schätzen. Basierend auf den unterschiedlichen Überlebens- und Reproduktionsraten haben wir fünf unterschiedliche Altersklassen definiert: 0-1, 2-5, 6-10 und 11-15 Jahre. Der Anteil der Nichtbrüter unter den einjährigen Vögeln wurde mit 90 % geschätzt, danach schreiten im Mittel 93 % der anwesenden Weibchen zur Brut (Tab. 6.1).

Tab. 6.1 Geschätzte Brutwahrscheinlichkeit von Mäusebussarden als Funktion des Alters. Daten modifiziert nach KRÜGER & LINDSTRÖM (2001).

| Alter | Brutwahrscheinlichkeit |
|-------|------------------------|
| 0 | 0,0 |
| 1 | 0,1 |
| 2 | 0,93 |
| 3 | 0,93 |
| 4 | 0,93 |
| > 4 | 0,93 |

Diese Population ist wahrscheinlich nicht repräsentativ für alle Populationen in Norddeutschland, da viele der Bestände in weiteren Gebieten Norddeutschlands abnehmen (GRÜNKORN 2014). Im

Raum Bielefeld wurde eine jährliche Wachstumsrate von 4,0 % ermittelt. Deswegen wurden zusätzlich die vorhandenen Daten aus drei anderen Gebieten benutzt, um die Effekte auf diese Teilpopulationen zu schätzen. Die Daten sind im Rahmen des „Monitoring Greifvögel und Eulen Europas (MEROS)“ erhoben worden (MAMMEN & STUBBE 2009). Da keine andere deutsche Studie individuenspezifisch durchgeführt wird, sind für diese Populationen keine altersspezifischen Überlebensraten vorhanden. Mit Hilfe der Reproduktionsdaten und des entsprechenden Populations-trends wurden die Überlebensraten daher geschätzt. Hierzu haben wir angenommen, dass die relative Überlebensrate unter den verschiedenen Altersklassen ähnlich ist wie bei der Bielefelder Population, und daher haben wir alle Altersklassen mit dem gleichen Faktor multipliziert (z. B. alle Altersklassen haben eine Überlebensrate von 95 % der korrespondierenden Bielefelder Altersklasse). Die daraus geschätzten Überlebensraten haben wir für die Matrixmodelle benutzt.

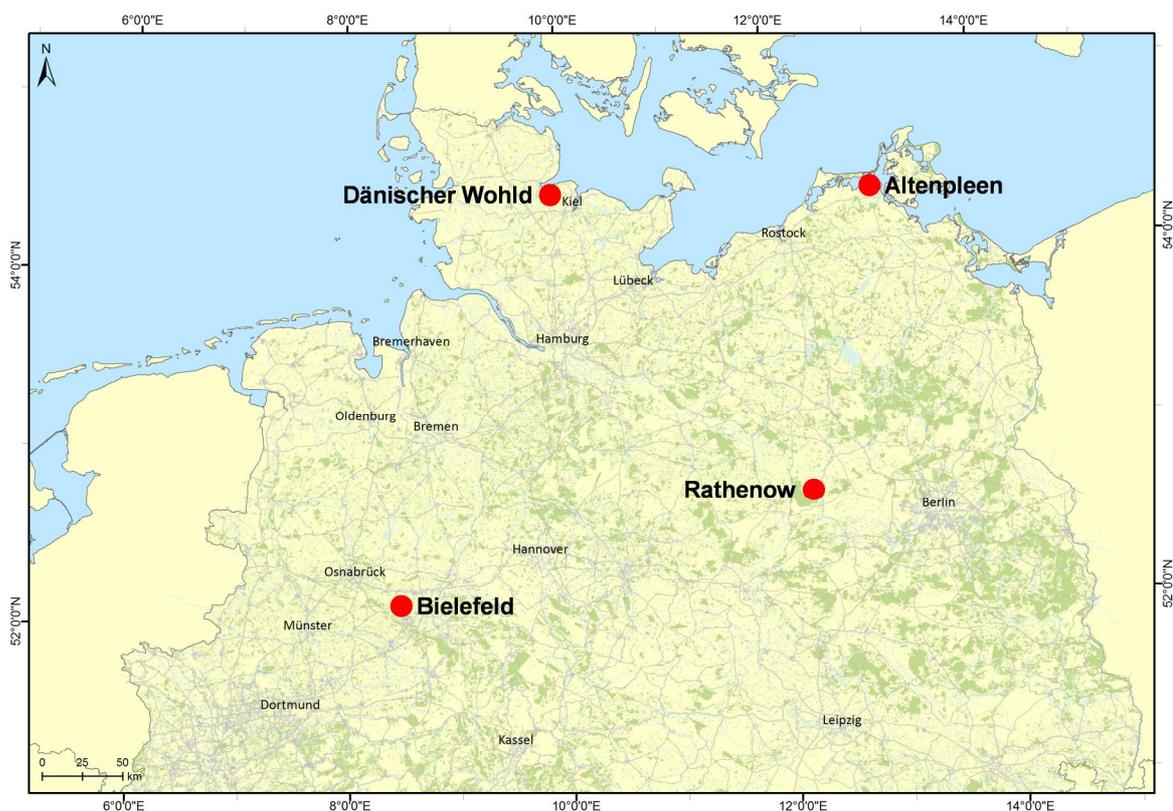


Abb. 6.3 Lage der ausgewählten Teilpopulationen des Mäusebussards für die Analyse von langzeitigen Effekten von Kollisionen mit WEA auf den Populationstrend.

Voraussetzung für die Berücksichtigung war eine Untersuchungsdauer von mindestens zehn Jahren, damit Populationstrends nicht zu sehr durch einzelne Jahre beeinflusst werden. Die Untersuchungsgebiete liegen weit voneinander entfernt in unterschiedlichen Regionen von Norddeutschland (Abb. 6.3).

Für die Population rund um die Probefläche Dänischer Wohld/Kreis RD/Schleswig-Holstein konnten Daten über 13 Jahre von 1988 bis 2000 genutzt werden. Diese Population im Norden Deutschlands zeigte ein leichtes Populationswachstum, mit einem mittleren Wachstum von 0,7 % pro Jahr.

Die Population in Altenpleen/Mecklenburg-Vorpommern ist über 19 Jahre zwischen 1986 und 2004 untersucht worden und hat mit einem mittleren Populationswachstum von 1,4 % pro Jahr ebenfalls leicht zugenommen.

Die Daten von der Population in Rathenow/Brandenburg zeigen über 23 Jahre zwischen 1976 und 1998 eine Populationsabnahme von 3,1 % pro Jahr.

Der Populationstrend für den Mäusebussard auf Bundesebene wird als leicht zunehmend (1985-2009) und als leicht abnehmend seit Ende der 1990er Jahre angegeben (SUDFELDT et al. 2013, GEDEON et al. 2014).

6.2.5 Rotmilan

Für die Matrixmodelle des Rotmilans haben wir Überlebens- und Reproduktionsraten für Juvenile und Adulte aus der Literatur genutzt (GLUTZ et al. 1971, ZANG et al. 1989). Da ein großer Teil dieser Daten aus der Zeit vor der Windenergienutzung stammen (1947-1990), gibt diese Simulation einen guten Eindruck über die demographischen Daten ohne zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA. Auf der Basis dieser Daten wurde die Überlebensrate im ersten Jahr auf 69 % geschätzt und die Überlebensrate der adulten Vögel auf 77 %. Die Reproduktionsrate aus verschiedenen Studien in Niedersachsen und Brandenburg betrug im Mittel 1,5 flügge Küken pro Brutpaar und die Entwicklung der Brutwahrscheinlichkeit mit dem Alter ist in Tabelle 6.2 dargestellt und wurde von BELLEBAUM et al. (2013) übernommen. Ohne zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA wird das mittlere Populationswachstum auf 2,8 % pro Jahr geschätzt.

Als zusätzliche Population nutzten wir die demographischen Daten der Brandenburger Rotmilanpopulation (BELLEBAUM et al. 2013). Diese demographischen Parameter sind in Tab. 6.2 dargestellt und für die Reproduktion wurde ein Wert von 1,7 flüggen Jungen pro Brutpaar angenommen. Obwohl die Population in Brandenburg real eine Abnahme von 1 % pro Jahr zeigte (BELLEBAUM et al. 2013), würden diese Daten ohne zusätzliche Mortalität zu einer Populationszunahme von 9,9 % pro Jahr führen. Dieser Unterschied zwischen Realität und Matrixsimulation könnte potenziell durch zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA zu erklären sein.

Daneben wurden noch Daten einer Teilpopulation in Blomberg (Kreis Lippe, NRW) genutzt (MAMMEN & STUBBE 2009). Diese Population zeigte zwischen 1975 und 1995 eine Abnahme von 2,2 % pro Jahr. In dieser Teilpopulation beträgt die mittlere Reproduktion 1,76 flügge Küken pro Brutpaar und die mittlere Dichte 4,8 Brutpaare pro 100 km². Mit Hilfe dieser Daten und den zusätzlichen Daten aus der Literatur wurden die Überlebensraten geschätzt.

Der Populationstrend für den Rotmilan auf Bundesebene wird als stabil angesehen (SUDFELDT et al. 2013), bzw. der Bestand wird als moderat abnehmend charakterisiert (GEDEON et al. 2014), wobei deutliche Unterschiede zwischen nördlichen und östlichen Bundesländern auf der einen Seite (größtenteils Bestandsabnahmen, mit Ausnahme Sachsen) und westlichen und südlichen Bundesländern (eher Bestandszunahmen) zu verzeichnen sind (GEDEON et al. 2014).

Tab. 6.2 Überlebenswahrscheinlichkeit und Brutwahrscheinlichkeit von Rotmilanen als Funktion des Alters. Daten nach BELLEBAUM et al. (2013).

| Alter | Überlebenswahrscheinlichkeit [%] | Wahrscheinlichkeit zu brüten |
|-------|----------------------------------|------------------------------|
| 0 | 60 | 0 |
| 1 | 74 | 0 |
| 2 | 84 | 0,2 |
| 3 | 84 | 0,6 |
| 4 | 88 | 0,8 |
| > 4 | 90 | 0,98 |

6.2.6 Seeadler

Es konnten keine Kollisionsopfer des Seeadlers während des standardisierten Untersuchungsaufwandes gefunden werden. Das führt dazu, dass das Vertrauensintervall der geschätzten Kollisionen extrem breit wird (Median = 0,04; Vertrauensintervall = 0,00-1,26). Bei einem solch breiten Vertrauensintervall, das zudem auch den Wert 0,0 Kollisionen pro WEA und Jahr mit einschließt, würde eine Prognose der Effekte von möglichen Kollisionen deswegen nicht zielführend sein, da nahezu jegliches Szenario durch das Vertrauensintervall abgedeckt wird. Daher wurde von einer formalen Bewertung der Modellierung abgesehen, obwohl für den Seeadler sehr gute demographische Daten vorliegen und auch langfristige Populationsdaten existieren (KRÜGER et al. 2010).

Der Populationsentwicklung für den Seeadler auf Bundesebene wird langfristig (1985-2009) als stark zunehmend charakterisiert (GEDEON et al. 2014).

6.2.7 Kiebitz

Für die Anwendung des Modells für den Kiebitz standen Daten aus der Literatur zur Verfügung (HÖTKER 2015). Auch für diese Zielart wurden Überlebensraten aus dem Zeitraum vor dem Ausbau der Windenergie in Deutschland gewählt. Die adulte Überlebensrate wird bei HÖTKER (2015) um die Jahrtausendwende mit im Mittel 75 % angegeben. Die Überlebensrate im ersten Jahr von flüggen Kiebitzküken wurde nach GLUTZ et al. (1975) mit 60 % in das Modell implementiert. Im Modell wurden zwei Altersklassen unterschieden: Juvenile und Adulte, wobei die adulten Individuen maximal 19 Jahre alt werden. Daten zur Reproduktion wurden aus HÖTKER (2015) entnommen und weisen für die Jahrtausendwende eine mittlere Reproduktionsrate von 0,5 flüggen Küken pro Paar aus. Daten zur Brutwahrscheinlichkeit mit dem Alter sind bei Kiebitzen nur spärlich vorhanden und so wurde angenommen, dass einjährige Weibchen mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,3 brüten, zweijährige Weibchen mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,6 und ab drei Jahren alle Weibchen einen Brutversuch unternehmen.

Der Populationsentwicklung für den Kiebitz auf Bundesebene wird langfristig (1990-2009) als stark abnehmend eingestuft (GEDEON et al. 2014).

6.3 Ergebnisse

6.3.1 Grenzwerte der zusätzlichen Mortalität

Vor den artspezifischen detaillierten Modellen sind in der Tab. 6.3 die Grenzwerte der zusätzlichen Mortalität für Mäusebussard, Rotmilan und Kiebitz angegeben, unter denen bei den wachsenden Populationen gerade noch eine stabile Population ($\lambda = 1,0$) prognostiziert werden kann. Da bei bereits abnehmenden Populationen jegliche zusätzliche Mortalität das Populationswachstum nur noch weiter ins Negative verschieben würde, gibt es für solche Populationen keinen Grenzwert der zusätzlichen Mortalität. In der letzten Spalte ist angegeben, bei welcher mittleren WEA-Dichte der Grenzwert der zusätzlichen Mortalität erreicht wird.

Tab. 6.3 Grenzwerte der zusätzlichen Mortalität für Populationen des Mäusebussards, Rotmilans und Kiebitzes, basierend auf den Matrixmodellen, unter denen stabile Populationen prognostiziert werden. Der Grenzwert der WEA-Dichte bezieht sich auf die Anzahl WEA auf 100 km².

| Zielart | Population | Populationstrend pro Jahr ohne zusätzliche Mortalität | Grenzwert Mortalität | Grenzwert WEA-Dichte |
|--------------|-----------------|---|----------------------|----------------------|
| Mäusebussard | Bielefeld | + 4,0 % | 4,0 % | 5,173 |
| | Dänischer Wohld | + 0,7 % | 0,7 % | 2,586 |
| | Altenpleen | + 1,4 % | 1,5 % | 4,434 |
| | Rathenow | - 3,1 % | - | - |
| Rotmilan | Literatur | + 2,8 % | 2,8 % | 7,448 |
| | Brandenburg | + 9,9 % | 10,6 % | 12,578 |
| | Blomberg | - 2,2 % | - | - |
| Kiebitz | Literatur | - 11,6 % | - | - |

Bei einer aktuellen WEA-Dichte von 11,96 WEA pro 100 km² im Jahr 2014, gemittelt für die vier untersuchten Bundesländer, wird der Grenzwert bei der Simulation für den Rotmilan in Brandenburg noch nicht erreicht, für alle anderen Simulationen hingegen deutlich überschritten.

6.3.2 Zusätzliche Mortalität durch WEA

Als Schätzung für zusätzliche Mortalität durch Kollision mit WEA wurden die Ergebnisse von Kap. 3 genutzt (siehe auch Tab. 6.4). Die geschätzte Anzahl Kollisionsopfer pro WEA und Saison haben wir für verschiedene Szenarien von WEA-Dichten hochgerechnet auf die Anzahl Kollisionsopfer pro 100 km² pro Jahr. Hierbei wurde für ziehende Arten nur der Zeitraum berücksichtigt, den die Art tatsächlich auch im Untersuchungsgebiet verbringt.

Tab. 6.4 Untersuchungsaufwand und geschätzte Schlagrate pro Turbine und Jahr für Mäusebussard, Rotmilan, Seeadler und Kiebitz. Die Schlagrate basiert auf den Berechnungen in Kap. 3, Tabelle 3.10.

| Zielart | # WP Saisons | Anzahl WEA | Präsenz Untersuchungsgebiet [Tage] | Schlagrate (# Individuen/WEA/Jahr) | | |
|--------------|--------------|------------|------------------------------------|------------------------------------|------------|-----------|
| | | | | Median | Unteres VI | Oberes VI |
| Mäusebussard | 55 | 568 | 365 | 0,433 | 0,131 | 0,836 |
| Rotmilan | 29 | 284 | 273 | 0,130 | 0,005 | 0,421 |
| Seeadler | 12 | 124 | 365 | 0,035 | 0,000 | 1,262 |
| Kiebitz | 38 | 408 | 365 | 0,597 | 0,156 | 1,194 |

6.3.3 Modellsimulationen Mäusebussard

Unter den Greifvögeln sind die meisten Kollisionsopfer Mäusebussarde (Tab. 2.3). Die insgesamt 12 unter standardisierten Bedingungen gefundenen Mäusebussarde führten zu einer Schätzung von 0,0997 Kollisionen pro Turbine pro Feldsaison (Kap. 3), umgerechnet führt dies zu geschätzten 0,433 Individuen pro Turbine pro Jahr. Unter Annahme keiner Geschlechtsunterschiede errechnet sich daraus, dass im Mittel 0,217 Weibchen pro Jahr pro Turbine kollidieren (95 % Vertrauensintervall: 0,066 bis 0,418).

Für die Population in Bielefeld/NRW bedeutet diese zusätzliche Mortalität eine Veränderung der prognostizierten Wachstumsrate der Population von vorher 4,0 % pro Jahr auf eine Abnahme mit 5,7 % pro Jahr, im günstigsten Fall auf eine Zunahme von 1,2 % pro Jahr und im ungünstigsten Fall auf eine Abnahme von 15,7 % pro Jahr (Abb. 6.4).

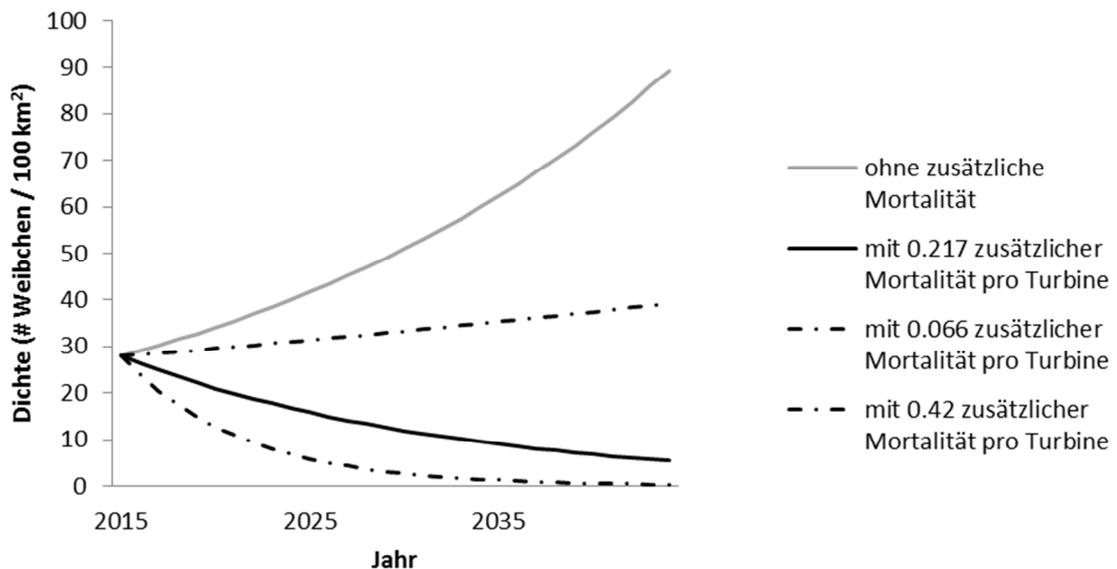


Abb. 6.4 Populationstrend des Mäusebussards in Bielefeld/NRW ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).

Für die Population in Bielefeld/NRW bedeutet eine zusätzliche Mortalität, gekoppelt an die Zunahme der WEA-Dichte von 2000 bis 2014 in Niedersachsen eine Veränderung der Wachstumsrate der Population von vorher 4,0 % pro Jahr hin zu einer Abnahme mit 5,3 % im letzten Jahr der Projektion, im günstigsten Fall zu einer Zunahme von 1,3 % im letzten Jahr und im ungünstigsten Fall zu einer Abnahme von 14,9 % im letzten Jahr der Projektion (Abb. 6.5).



Abb. 6.5 Populationstrend des Mäusebussards in Bielefeld/NRW ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Niedersachsen.

Für die Population im Dänischen Wohld/SH wird ohne zusätzliche Mortalität ein jährliches Populationswachstum von 0,7 % prognostiziert. Wenn die Schätzung der zusätzlichen Mortalität bei der Simulation berücksichtigt wird, zeigt die Simulation mit medianer Kollisionsrate eine Populationsabnahme von 2,6 % pro Jahr, das Vertrauensintervall umfasst eine Populationsabnahme von 0,3 % bis zu 5,8 % pro Jahr (Abb. 6.6).

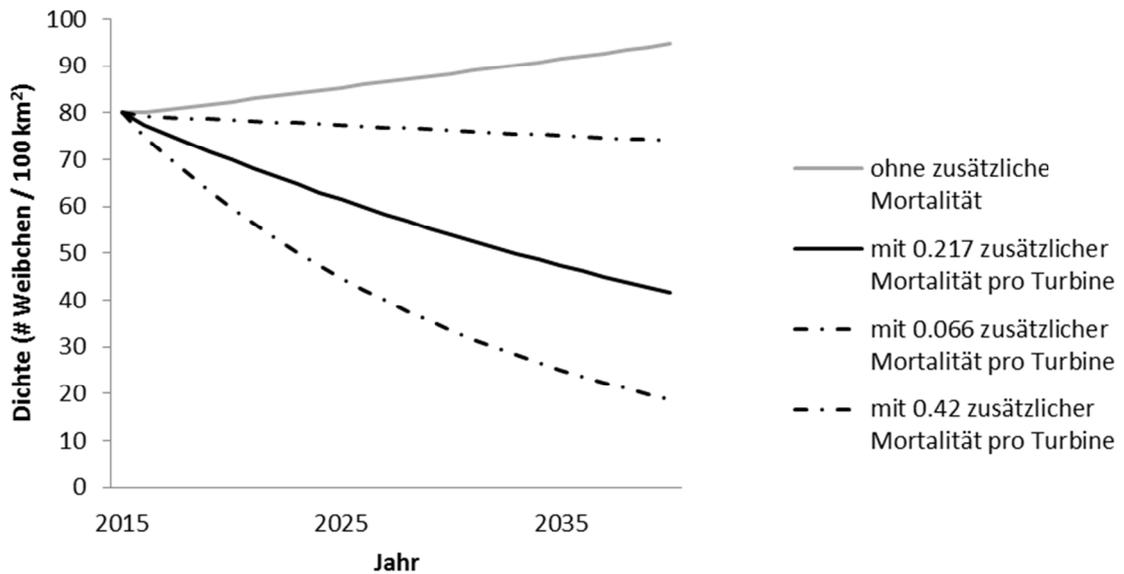


Abb. 6.6 Populationstrend des Mäusebussards im Dänischen Wohld/SH ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).

Die Teilpopulation des Mäusebussards im Dänischen Wohld/SH zeigt unter der Annahme einer Kopplung an die Zunahme der WEA-Dichte von 2000 bis 2014 in Schleswig-Holstein im Median der Schätzung eine Populationsabnahme von 4,5 % im letzten Jahr der Projektion, das Vertrauensintervall liegt zwischen 0,85 % und 9,5 % Populationsabnahme im letzten Jahr der Projektion (Abb. 6.7).

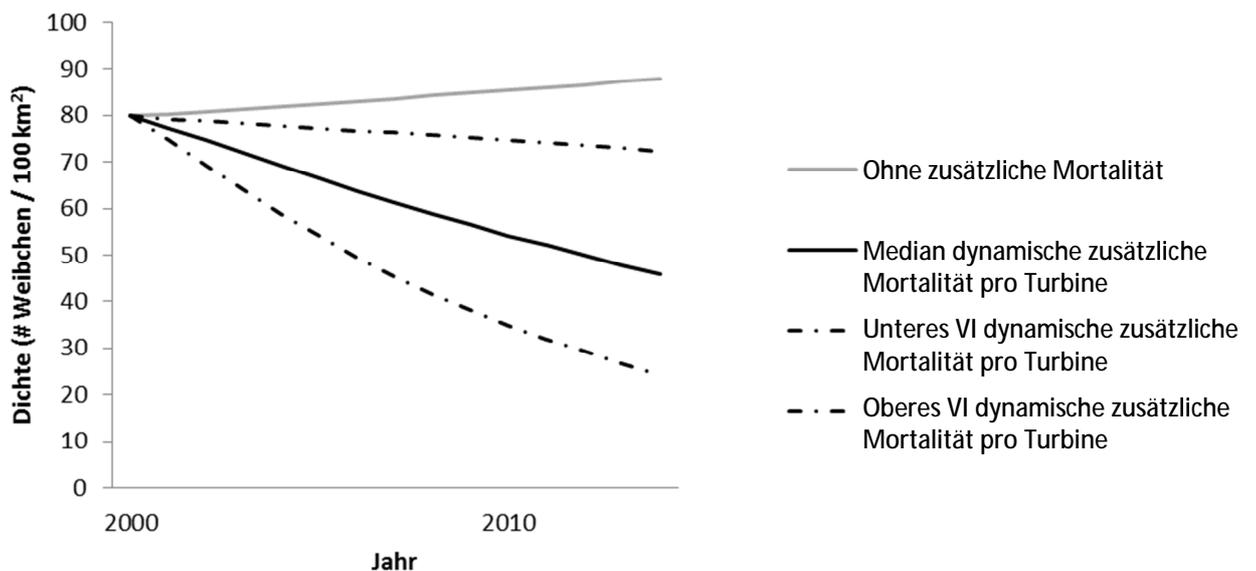


Abb. 6.7 Populationstrend des Mäusebussards im Dänischen Wohld/SH ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Schleswig-Holstein.

Für die Population in Altenpleen/MV weist die Simulation ohne zusätzliche Mortalität ein jährliches Populationswachstum von 1,5 % aus. Die zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA führt zu einer prognostizierten Abnahme von 2,7 % (Vertrauensintervall zwischen 6,7 % Abnahme und 0,2 % Zunahme, Abb. 6.8).

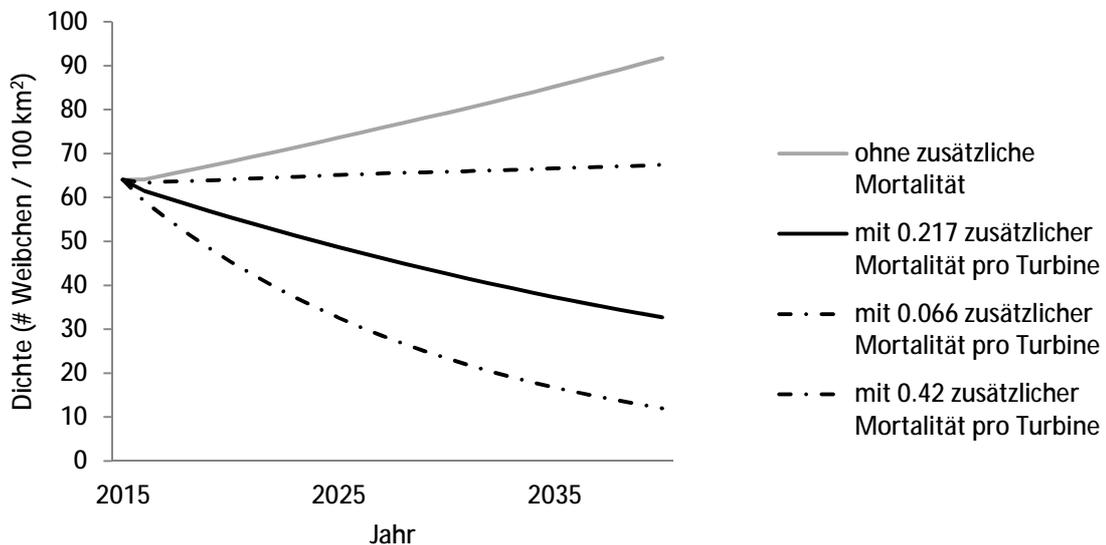


Abb. 6.8 Populationstrend des Mäusebussards in Altenpleen/MV ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).

Die zusätzliche Mortalität, gekoppelt an die Entwicklung der WEA-Dichte in Mecklenburg-Vorpommern von 2000 bis 2014, führt in Altenpleen zu einer leichten Abnahme von 0,9 % im letzten Jahr der Projektion (Vertrauensintervall zwischen 3,2 % Abnahme und 0,7 % Zunahme im letzten Jahr der Projektion, Abb. 6.9).

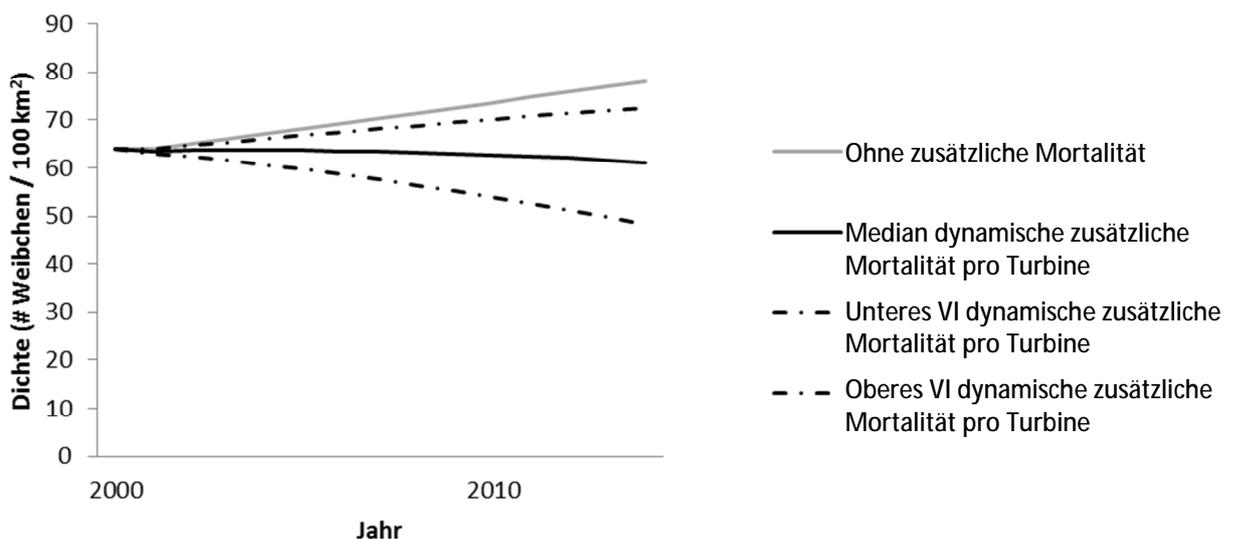


Abb. 6.9 Populationstrend des Mäusebussards in Altenpleen/MV ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), unter zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Mecklenburg-Vorpommern.

Da die Population in Rathenow/BB aktuell schon mit 3,1 % pro Jahr abnimmt, wird diese Abnahme durch die zusätzliche Mortalität natürlich nur verstärkt. Wegen der vergleichsweise niedrigen Dichte führt die zusätzliche geschätzte Mortalität von 0,217 Weibchen pro Turbine pro Jahr zu einer starken Abnahme. Die Populationsabnahme mit zusätzlicher Mortalität durch Kollisionen mit WEA wird auf 27,4 % pro Jahr geschätzt, mit einem Vertrauensintervall zwischen 9,9 und 57 % pro Jahr (Abb. 6.10).

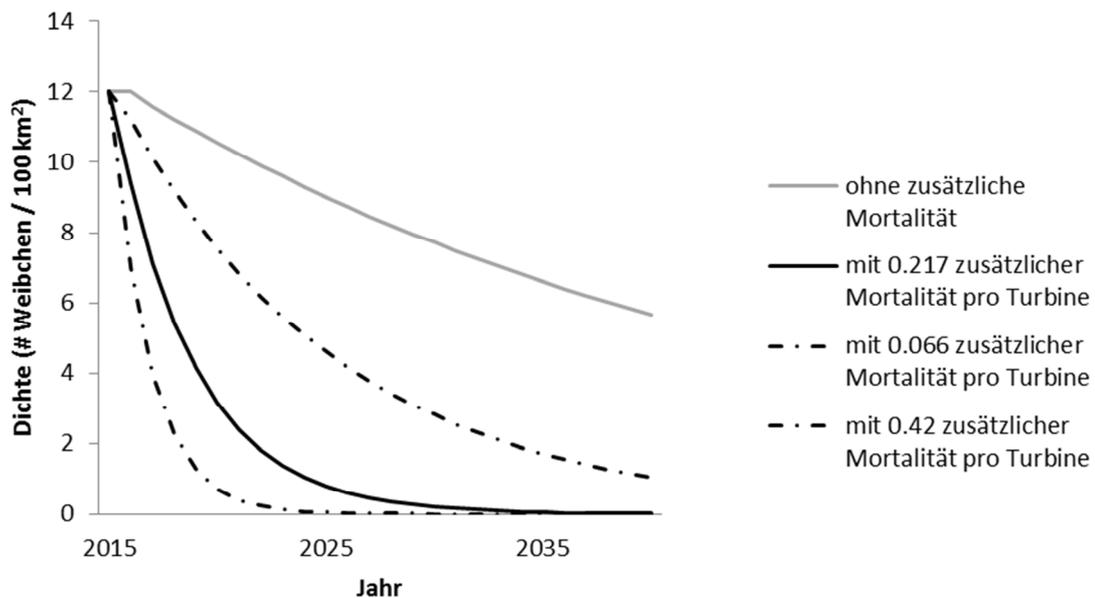


Abb. 6.10 Populationstrend des Mäusebussards in Rathenow/BB ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).

Nimmt man für die Population in Rathenow/BB als Grundlage für die Berechnung der zusätzlichen Mortalität die Entwicklung der WEA-Dichte in Brandenburg von 2000-2014, wird die bestehende Abnahme der Population durch die zusätzliche Mortalität weniger stark verstärkt. Die Populationsabnahme mit dieser zusätzlichen Mortalität wird auf 24,9 % im letzten Jahr der Projektion geschätzt (Abb. 6.11), mit einem Vertrauensintervall zwischen 9,2 und 50,7 % Populationsabnahme im letzten Jahr der Projektion.

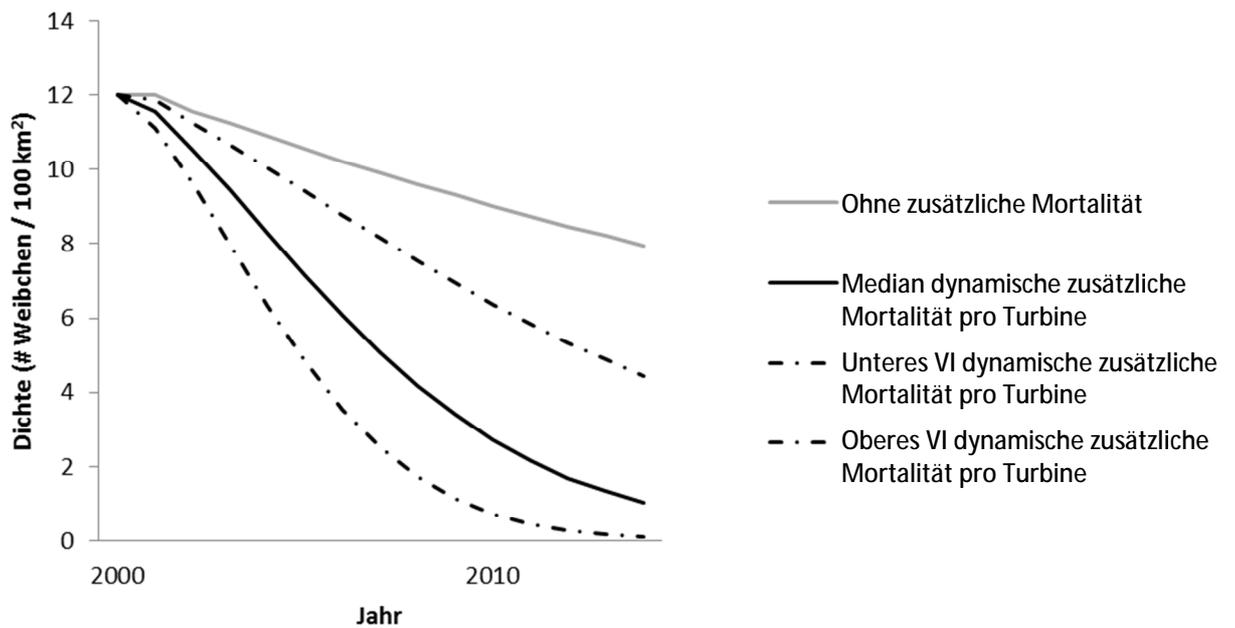


Abb. 6.11 Populationstrend des Mäusebussards in Rathenow/BB ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Brandenburg.

Zusammengefasst kann festgestellt werden, dass alle vier modellierten Mäusebussardpopulationen mit zusätzlicher Mortalität durch Kollisionen mit WEA wie im Kap. 3 ermittelt bei der medianen Schlagrate pro Turbine und Jahr im Bestand abnehmen würden. Werden die realen Zuwächse an WEA in den Bundesländern als Basis für die Simulationen herangezogen, so prognostizieren diese Simulationen für eine Population (Altenpleen/MV) eine leichte Abnahme, für zwei Populationen eine Abnahme (Bielefeld/NRW und Dänischer Wohld/SH) und für eine Population eine starke Abnahme (Rathenow/BB). Dies deckt sich qualitativ mit der insgesamt für die letzten 15 Jahre konstatierten leichten Populationsabnahme auf Bundesebene (SUDFELDT et al. 2013).

6.3.4 Modellsimulationen Rotmilan

Die Daten aus der Literatur (GLUTZ et al. 1971, ZANG et al. 1989) prognostizieren für den Rotmilan ohne zusätzliche Mortalität ein Populationswachstum von 2,8 % pro Jahr. Mit der geschätzten zusätzlichen Mortalität von 0,065 Weibchen (0,13 Individuen) pro WEA und Jahr (Tab. 6.3), wird eine jährliche Populationsabnahme von 1,8 % für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (Abb. 6.12) prognostiziert, und eine leicht abnehmende Population (1,55 % im letzten Jahr der Projektion) für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000 gemittelt über alle vier Bundesländer (Abb. 6.13), da hier niedrigere WEA-Dichten eingehen. Das Vertrauensintervall liegt für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 12,9 % und einer Zunahme von 2,6 % pro Jahr, und für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 12,1 % im letzten Jahr und einem Wachstum von 2,7 % im letzten Jahr. Das Vertrauensintervall der Prognosen ist weiter als beim Mäusebussard, weil die geringere Fundanzahl die Schätzung ungenauer macht.

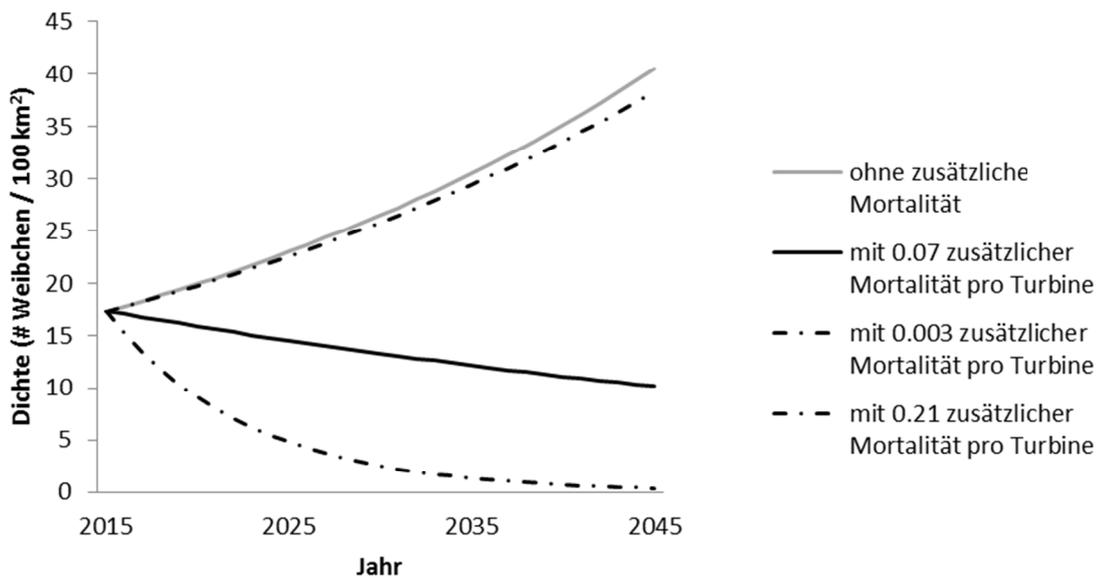


Abb. 6.12 Populationstrend des Rotmilans mit den Daten aus der Literatur (GLUTZ et al. 1971, ZANG et al. 1989), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).



Abb. 6.13 Populationstrend des Rotmilans mit den Daten aus der Literatur (GLUTZ et al. 1971, ZANG et al. 1989), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000, basierend auf der mittleren WEA-Dichte der vier Bundesländer.

Die simulierten Auswirkungen sind für den Rotmilan bei niedrigerer geschätzter Schlagrate im Vergleich zum Mäusebussard deshalb negativer, weil die Art in den herangezogenen Teilpopulationen eine wesentlich niedrigere Siedlungsdichte aufweist als der Mäusebussard, was mit wenigen Ausnahmen auch bundesweit der Fall ist (GEDEON et al. 2014).

Mit den Daten nach BELLEBAUM et al. (2013) und ohne zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA wird für den Rotmilan ein sehr starkes Populationswachstum von 9,9 % pro Jahr prognostiziert. Mit der geschätzten zusätzlichen Mortalität wird eine leichte jährliche Populationsabnahme von 0,7 % pro Jahr für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (Abb. 6.14) prognostiziert, und eine leicht zunehmende Population (+ 0,3 % im letzten Jahr der Projektion) für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000 für Brandenburg (Abb. 6.15). Das Vertrauensintervall liegt für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 29,5 % und einer Zunahme von 9,5 % pro Jahr, und für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 25,2 % und einem Wachstum von 9,5 % im letzten Jahr der Projektion.

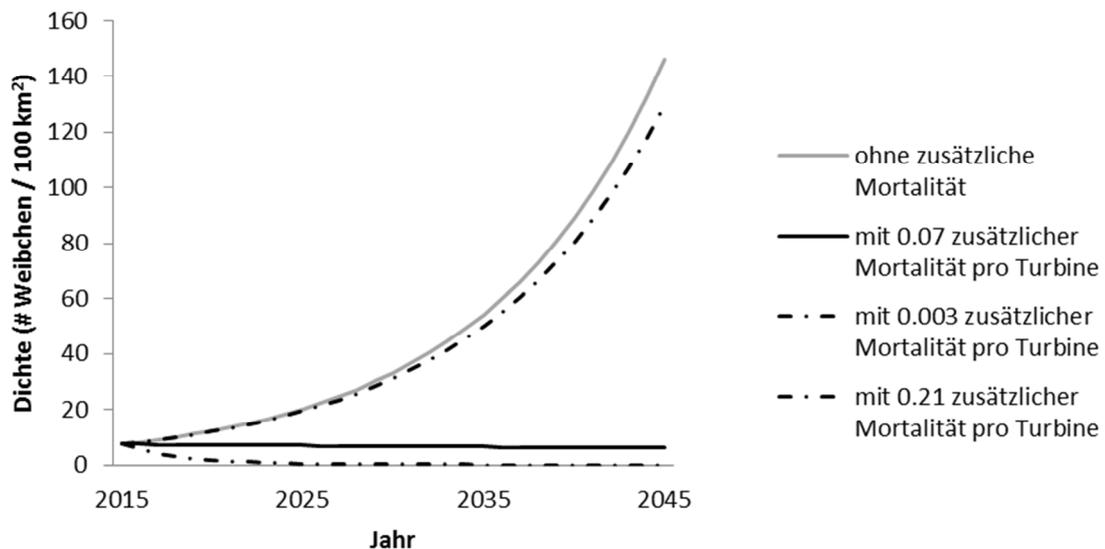


Abb. 6.14 Populationstrend des Rotmilans mit den Daten nach BELLEBAUM et al. (2013), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).

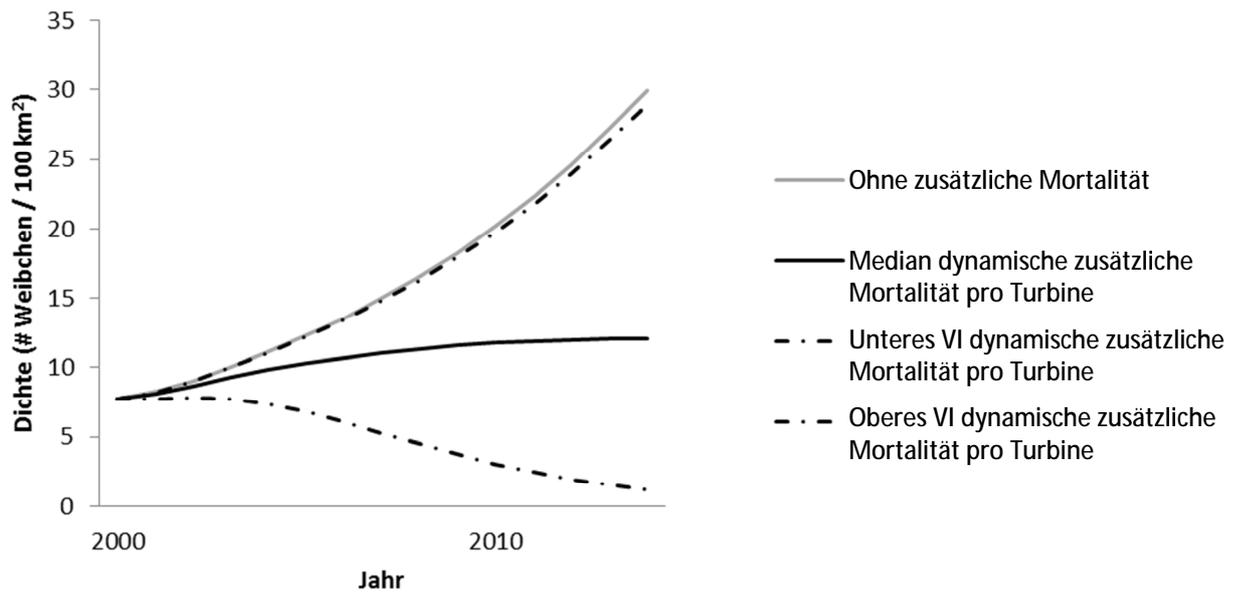


Abb. 6.15 *Populationstrend des Rotmilans mit den Daten nach BELLEBAUM et al. (2013), ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte in Brandenburg ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Brandenburg.*

Die Datenreihe der Rotmilanpopulation um Blomberg/NRW weist eine Populationsabnahme von 2,2 % pro Jahr auf. Mit der geschätzten zusätzlichen Mortalität wird die Populationsabnahme verstärkt und eine jährliche Populationsabnahme von 15,2 % pro Jahr für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (Abb. 6.16) prognostiziert, und eine abnehmende Population (14,7 % im letzten Jahr der Projektion) für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000 für Niedersachsen (Abb. 6.17). Das Vertrauensintervall liegt für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 2,7 % und einer Abnahme von 52,1 % pro Jahr, und für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 2,7 % und einer Abnahme von 49,8 % im letzten Jahr der Projektion.

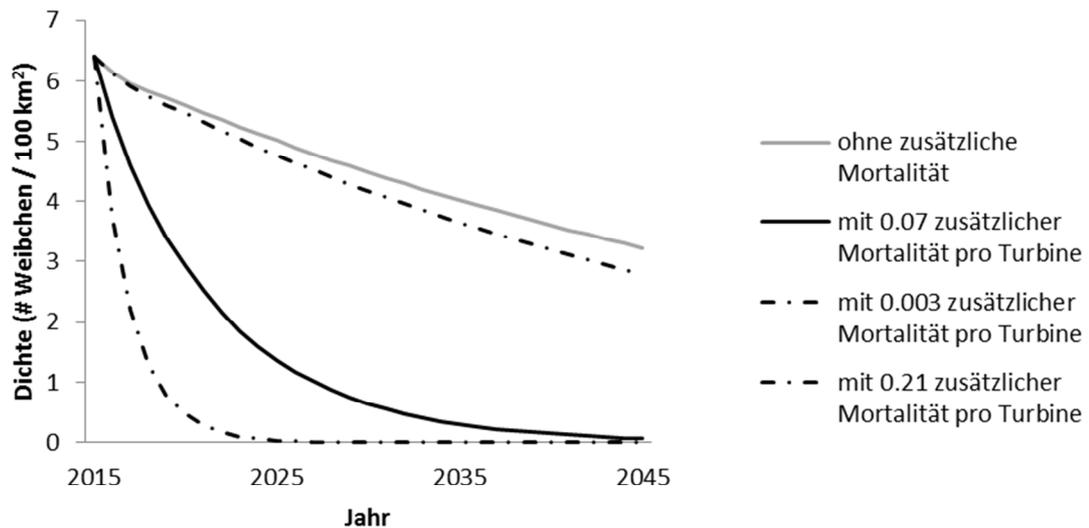


Abb. 6.16 Populationstrend des Rotmilans für die Population um Blomberg/NRW, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).

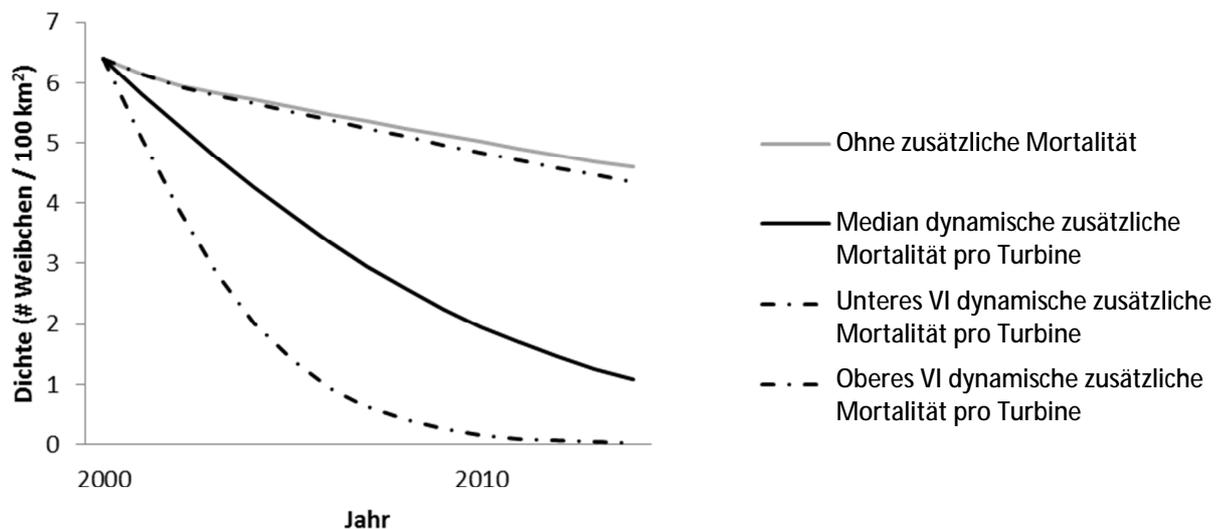


Abb. 6.17 Populationstrend des Rotmilans für die Population um Blomberg/NRW, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte in Niedersachsen ab 2000, basierend auf der WEA-Dichte von Niedersachsen.

Zusammengefasst deuten die Ergebnisse der Simulationen an, dass nur sehr wenige Projektionen eine Stabilität oder Zunahme der Teilpopulationen vorhersagen. Konkret sind es lediglich die Projektionen mit der medianen Schlagrate pro WEA und Jahr unter dem dynamischen WEA-Szenario für die Simulation anhand der allgemeinen Literaturdaten und für die Population in Brandenburg. Alle anderen Simulationen weisen im Median für beide Szenarien der WEA-Dichte eine negative Populationsprognose auf. Die Weite des Vertrauensbereiches führt zu einer großen Bandbreite an möglichen Populationsentwicklungen, wenn der gesamte Vertrauensbereich der betrachtet wird.

6.3.5 Modellsimulation Seeadler

Nur zu reinen Illustrationszwecken ist die Prognose für den Seeadler in Abb. 6.18 dargestellt. Es ergibt sich ein so großer Vertrauensbereich, dass in diesem Fall eine robuste Prognose nicht sinnvoll erscheint. Da der Vertrauensbereich der Kollisionsrate auch 0,0 umfasst, sind die Simulationen ohne zusätzliche Mortalität und die der unteren Grenze des Vertrauensbereichs identisch.

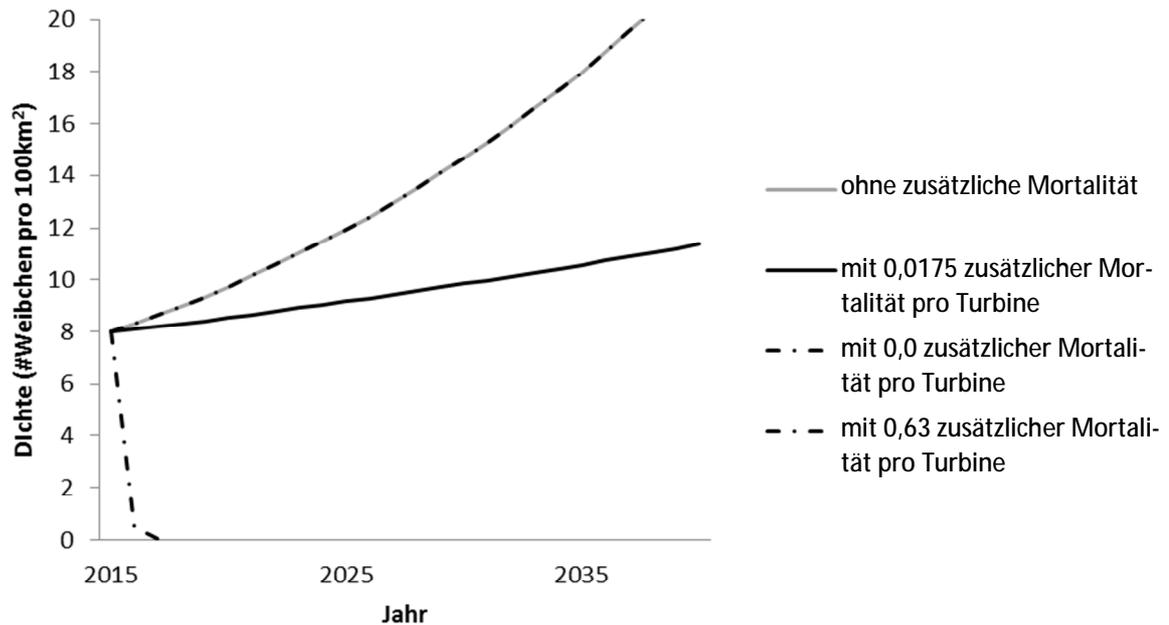


Abb. 6.18 Populationstrend des Seeadlers für die Population in Schleswig-Holstein, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).

6.3.6 Modellsimulationen Kiebitz

Die Literaturdaten nach HÖTKER (2015) prognostizieren für den Kiebitz ohne zusätzliche Mortalität bereits eine starke Populationsabnahme von 12,3 % pro Jahr. Mit der geschätzten zusätzlichen Mortalität von 0,299 Weibchen (0,597 Individuen) pro Turbine und Jahr (Tab. 6.3), wird eine starke jährliche Populationsabnahme von 16,0 % für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (Abb. 6.19) prognostiziert, und eine stark abnehmende Population (-14,3 % im letzten Jahr der Projektion) für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte ab 2000 gemittelt über alle vier Bundesländer (Abb. 6.20). Das Vertrauensintervall liegt für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 13,3 % und einer Abnahme von 19,7 % pro Jahr, und für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte zwischen einer Abnahme von 12,7 % und 15,8 % im letzten Jahr der Projektion.

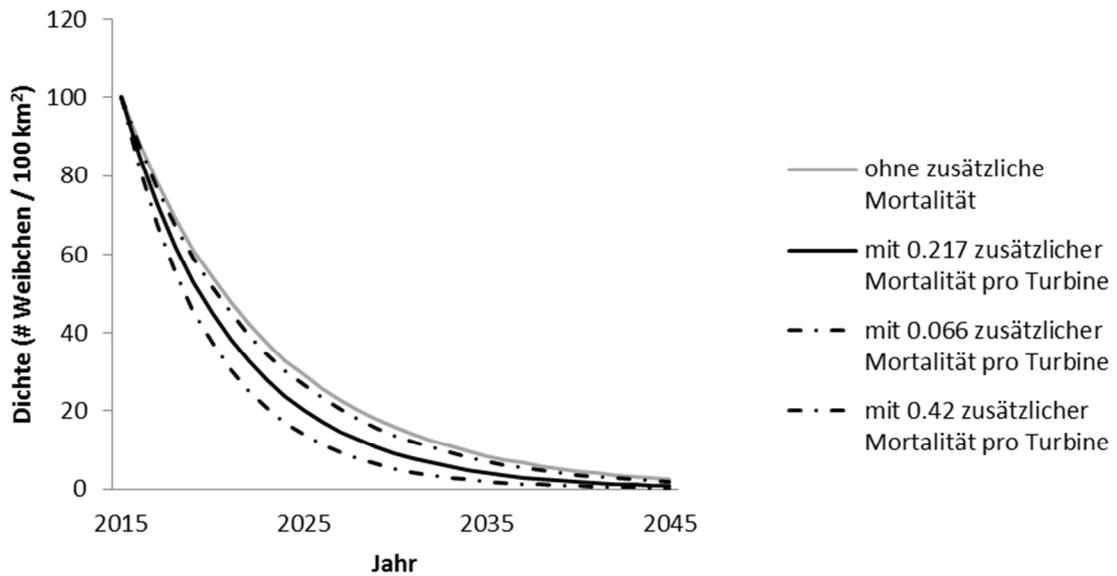


Abb. 6.19 Populationstrend des Kiebitzes mit Daten aus der Literatur, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).



Abb. 6.20 Populationstrend des Kiebitzes mit Daten aus der Literatur, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall, VI), für das Szenario mit zunehmender WEA-Dichte gemittelt über die vier Bundesländer ab 2000.

6.4 Diskussion

6.4.1 Diskussion der Methode

Simulationsmodelle beruhen immer auf einer Reihe von Annahmen, hier sind Matrixmodelle keine Ausnahme und daher kann die Wahl der Annahmen das Simulationsergebnis erheblich beeinflussen. Die Grundprämisse bei den Annahmen, die den vorgelegten Simulationen zu Grunde liegen, war die Auswirkungen zusätzlicher Mortalität mit WEA realistisch einzuschätzen bzw. auf keinen Fall zu überschätzen. Daher sollen im Folgenden die getätigten Annahmen kritisch hinterfragt werden.

Die Annahme, dass die Gesamtpopulation eine Teilpopulation von 25 % nicht territorialen Nichtbrütern (Floater) beinhaltet, die der Anzahl der Weibchen der erfassten Population hinzuaddiert wurden, ist empirisch nur schwach gestützt. Es gibt nur wenige Studien, die den Anteil der Nichtbrüter ohne Territorium bei Greifvögeln schätzen konnten (PENTERIANI et al. 2011), aber dass dieser Anteil nicht vernachlässigbar ist, findet sich bereits in Standardwerken zu Greifvögeln (NEWTON 1979). In einer mehrjährigen Studie schätzten NEWTON & ROTHERY (2001) einen Anteil von 28 % weiblichen Floatern in einer Population des Sperbers. BELLEBAUM et al. (2013) nahmen für ihre Simulation an, dass nach der Brutzeit 49 % der Population aus flüggen Küken und einjährigen Rotmilanen bestand, die eine Brutwahrscheinlichkeit 0 aufweisen. KENWARD et al. (2000) postulierten für eine kleine Population des Mäusebussards in Großbritannien sogar einen Anteil von 60 % nichtbrütenden Individuen an der Gesamtpopulation. Der Anteil von weiblichen Floatern ist in einer Population häufig geringer als der von männlichen Floatern (NEWTON 1998). Der Anteil von Floatern ist ein Unsicherheitsfaktor, aber es wäre ein beträchtlich höherer Anteil von nicht erfassten Floatern von Nöten, um die Simulationsergebnisse qualitativ zu verändern. Dies liegt auch daran, dass wir für die anfängliche Dichte bei allen Populationen, die mit Literaturwerten parametrisiert wurden, Populationsdichten am oberen Rand des Spektrums angenommen haben, was den Effekt der zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA reduziert. Als ein Beispiel für den beschriebenen Effekt simulierten wir die Mäusebussardpopulation in Bielefeld und die Rotmilanpopulation mit den Werten aus der Literatur, aber mit der Annahme, dass 50 % der Gesamtpopulation aus nicht erfassten, nichtbrütenden Weibchen besteht (Rotmilan: Abb. 6.21). Diese Annahme reduziert den Effekt der zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA für die Mäusebussardpopulation in Bielefeld. Nun wird für den Median der Schätzung der Kollisionsrate eine Populationsabnahme von 2,4 % pro Jahr prognostiziert, während bei der Annahme von 25 % nicht erfassten weiblichen Floatern ein Rückgang von 5,7 % pro Jahr prognostiziert wurde. Das günstigste Szenario prognostiziert nunmehr ein Populationswachstum von 2,1 % pro Jahr, während das ungünstigste Szenario eine Populationsabnahme von 8,7 % pro Jahr prognostiziert.

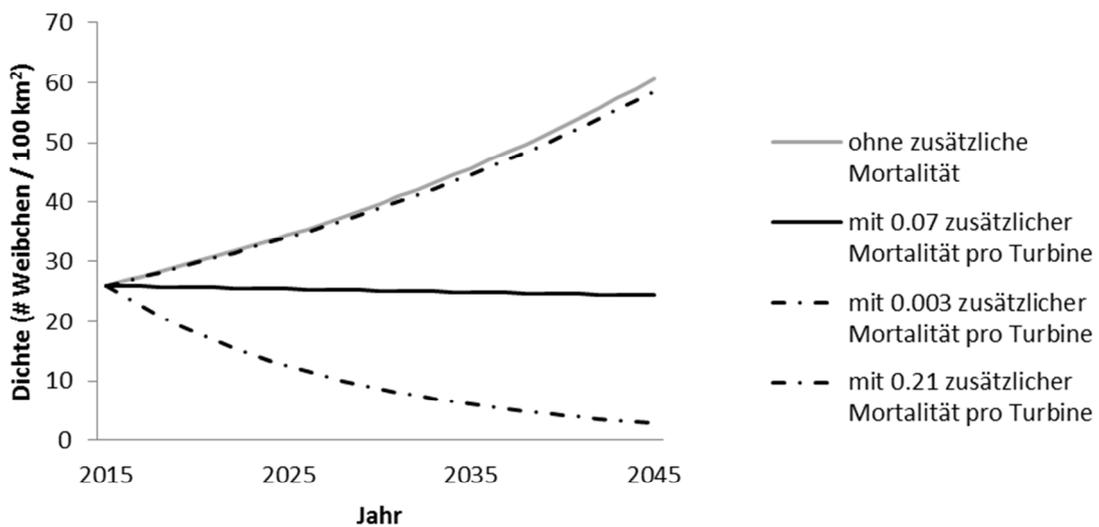


Abb. 6.21 Populationstrend des Rotmilans mit den Literaturdaten, ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit Vertrauensintervall), für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 10 km²) mit 50 % nicht erfassten Floatern anstelle von 25 %.

Diese Annahme reduziert den Effekt der zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA für den Rotmilan. Nun wird für den Median der Kollisionsrate eine Populationsabnahme von 0,2 % pro Jahr prognostiziert, also eine stabile Population, während bei der Annahme von 25 % nicht erfassten weiblichen Floatern ein Rückgang von 1,8 % pro Jahr prognostiziert wurde. Das günstigste Szenario prognostiziert nunmehr ein Populationswachstum von 2,7 % pro Jahr, während das ungünstigste Szenario eine Populationsabnahme von 7,5 % pro Jahr prognostiziert.

Die Annahme einer Geschlechterratio von 1:1 ist sowohl theoretisch (FISHER 1930) als auch empirisch sehr gut gestützt (RÖSNER et al. 2009, CHAKAROV et al. 2015), auch wenn es sehr viele Belege für große Variation in dem Geschlechtsverhältnis zwischen Jahren und zwischen Individuen bei Greifvögeln gibt (DAAN et al. 1996, APARICIO & CORDERNO 2001, RUTZ 2012). Evidenz für einen geschlechtsspezifischen Unterschied im Kollisionsrisiko existiert für die Zielarten bisher nicht.

Die angenommene Balance zwischen Immigration und Emigration ist für diese Art von Modellen üblich, vielfach bedingt durch fehlende empirische Informationen für die zu simulierende Population. Um die Effekte von zusätzlicher Mortalität durch Kollision mit WEA zu überschätzen, müsste eine Nettoimmigration angenommen werden. Studien zu WEA zeigen selten Attraktion, also Nettoimmigration (MARQUES et al. 2014), meist indifferentes Verhalten (MARQUES et al. 2014) oder sogar einen Verdrängungseffekt (Nettoemigration) bei Greifvögeln (DAHL et al. 2012, MARQUES et al. 2014). Daher scheint insgesamt die Annahme einer Balance zwischen Immigration und Emigration angebracht zu sein.

Die Annahme, dass sich die zusätzliche Mortalität durch WEA proportional zum Anteil der Altersklassen an der Gesamtpopulation verteilt, ist empirisch nicht gestützt. BELLEBAUM et al. (2013) geben an, dass nur 10 % von 101 gefundenen und altersbekannten Rotmilanen älter als ein Jahr waren, im Vergleich zu einem geschätzten Anteil der über einjährigen von 51 % der Population. Dies würde andeuten, dass die jüngsten Altersklassen überproportional häufig mit WEA kollidieren. Daneben gibt es für die Zielarten bisher keinerlei Evidenz, dass junge oder alte Individuen über-

proportional häufig betroffen sind. Die Effekte auf Simulationen wären wie folgt: würden überproportional viele flügge Küken und einjährige Individuen kollidieren, wären die Populationseffekte weniger schlimm als simuliert, würden überproportional viele junge und subadulte Individuen kollidieren, wären die Populationseffekte schlimmer als simuliert. Würden überproportional viele sehr alte Individuen kollidieren, wären die Populationseffekte weniger schlimm als simuliert. Dies ergibt sich aus der Lebenslaufstrategie der Zielarten, die sich durch Langlebigkeit und vergleichsweise niedrige Reproduktionsraten auszeichnet und wo die Überlebensrate im ersten Jahr deutlich niedriger ist als die der subadulten und adulten Individuen.

Die Annahme, dass die zusätzliche Mortalität durch WEA in dichteabhängiger Art und Weise variiert, ist empirisch nicht gestützt. DE LUCAS et al. (2008) fanden für Greifvogelpopulationen in Spanien, dass die Kollisionsrate nicht mit der Häufigkeit einer Art in einem Gebiet, in dem sie zumindest vorkommt, kovariert, also dichteunabhängig ist. Würde eine dichteunabhängige Kollisionsrate in die Simulationen eingehen, wären die prognostizierten Populationseffekte deutlich negativer.

Eine weitere Annahme bzw. Vereinfachung im Modell war die Prognose ohne Einbeziehung der Umweltstochastizität, die sowohl die Überlebens- als auch die Reproduktionsraten beeinflusst. Es ist bekannt, dass Umweltstochastizität das deterministisch prognostizierte Populationswachstum im Allgemeinen reduziert (CASWELL 2001, KRÜGER 2007) was die Prognose mit zusätzlicher Mortalität durch WEA noch negativer hätte werden lassen. Zur Veranschaulichung wurde die Population des Mäusebussards in Bielefeld exemplarisch mit der gemessenen Umweltstochastizität in der Überlebens- und Reproduktionsrate simuliert. Die resultierende Simulation ist in Abb. 6.22 dargestellt.

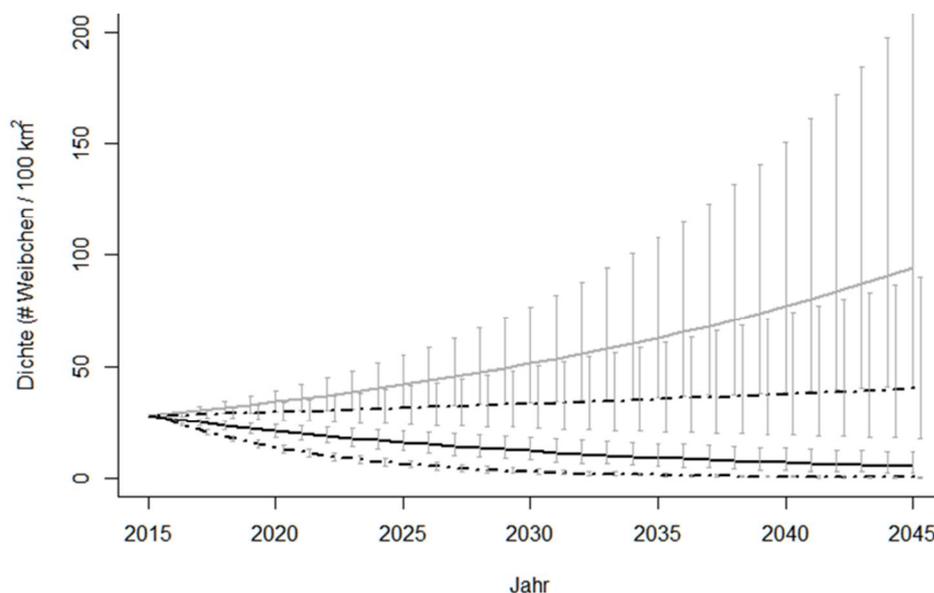


Abb. 6.22 Populationstrend des Mäusebussards in Bielefeld/NRW ohne zusätzliche Mortalität (grau), mit Umweltstochastizität wie beobachtet in Überlebens- und Reproduktionsraten und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit 95 % Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²) mit integrierter Umweltstochastizität.

Die mittlere stochastische Populationswachstumsrate ist nur sehr gering verändert und beträgt 3,8 % pro Jahr, mit einer Standardabweichung von 2,7 % pro Jahr. Wird die zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA integriert, wird das stochastische Populationswachstum im Median auf -5,8 % pro Jahr geschätzt (Standardabweichung = 2,5 % pro Jahr). Das günstigste Szenario weist ein stochastisches Populationswachstum von 0,9 % pro Jahr auf (Standardabweichung = 2,6 % pro Jahr), während das ungünstigste Szenario ein stochastisches Populationswachstum von -14,7 % pro Jahr auf (Standardabweichung = 2,2 % pro Jahr). Im Vergleich zu anderen Studien sind die Effekte der Umweltstochastizität in dieser Population vergleichbar gering (BENTON et al. 1995, REID et al. 2004, KRÜGER 2007), aber sie sorgen zumindest nicht dafür, dass die zusätzliche Mortalität in ihrer Auswirkung positiver eingeschätzt wird.

Insgesamt erscheint es plausibel, dass die Effekte der zusätzlichen Mortalität durch WEA vergleichsweise vorsichtig geschätzt wurden und die Annahmen, wenn auch nicht immer empirisch gestützt, ebenfalls vorsichtig gewählt wurden, so dass eine Überschätzung der Populationseffekte unwahrscheinlicher ist als eine Unterschätzung.

6.4.2 Diskussion der Ergebnisse

Die Simulationen prognostizieren für den Mäusebussard, Rotmilan und Kiebitz unter den meisten Szenarien keine stabilen oder wachsenden Populationen mit der korrigierten, geschätzten zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA. Dies trifft sowohl für das Szenario der gemittelten aktuellen WEA-Dichte von 12 WEA pro 100 km² zu, als auch für das Szenario des tatsächlichen Zuwachses von WEA in den vier Bundesländern NI, SH, MV und BB von 2000 bis 2015. Hier ist zu bemerken, dass die Simulationen retrospektiv die Entwicklung der WEA in den vier Bundesländern bzw. den Status Quo betrachtet haben. In den kommenden Jahren soll es zu einem signifikanten Ausbau der Windenergie kommen, in dessen Zuge die Anzahl der WEA potentiell ebenfalls signifikant ansteigen könnte. Die Simulationen deuten an, welche Effekte auf die Populationen der Zielarten auftreten könnten.

Dass zusätzliche, extrinsische Mortalität bei langlebigen Arten mit niedriger Reproduktionsrate potenziell gravierende Populationskonsequenzen haben kann, ist sowohl theoretisch als auch empirisch gut belegt (SAETHER & BAKKE 2000, CASWELL 2001, KRÜGER 2007, BELLEBAUM et al. 2013). Um dies auch konkret zu illustrieren, wurde für drei Zielarten eine Elastizitätsanalyse durchgeführt (Tab. 6.5). Hierbei wird geschätzt, wieviel Prozent der Variation im Populationswachstum durch Veränderung der Überlebens- bzw. Reproduktionsraten erklärt werden kann.

Die Ergebnisse sind nicht überraschend, denn für die verschiedenen Zielarten und Populationen liegt die kumulative Elastizität der Überlebensraten zwischen 76 und 87 %, während die kumulative Elastizität der Reproduktionsraten zwischen 12 und 20 % liegt (Abb. 6.5).

Tab. 6.5 *Elastizitätsanalyse für Populationen des Mäusebussards, Rotmilans und Kiebitz, basierend auf den Matrixmodellen ohne zusätzliche Mortalität.*

| Zielart | Population | Populationstrend pro Jahr ohne zusätzliche Mortalität | Elastizität Überlebensraten | Elastizität Reproduktionsraten |
|--------------|-----------------|---|-----------------------------|--------------------------------|
| Mäusebussard | Bielefeld | + 4,0 % | 80 % | 20 % |
| | Dänischer Wohld | + 0,7 % | 80 % | 20 % |
| | Altenpleen | + 1,4 % | 81 % | 19 % |
| | Rathenow | - 3,1 % | 76 % | 24 % |
| Rotmilan | Literatur | + 3,2 % | 86 % | 14 % |
| | Brandenburg | + 9,9 % | 88 % | 12 % |
| | Blomberg | - 1,9 % | 86 % | 14 % |
| Kiebitz | Literatur | - 11,6 % | 87 % | 13 % |

Diese Ergebnisse untermauern, dass Variation in den Überlebensraten wesentlich wichtiger für das Populationswachstum ist als Variation in den Reproduktionsraten. Daher ist es bei den geschätzten Kollisionsraten nicht verwunderlich, dass bei den meisten Simulationen ein nicht unwesentlicher Effekt prognostiziert wurde. Dass Elastizitätsanalysen allerdings ebenfalls kritisch hinterfragt werden müssen, zeigt das Beispiel des Kiebitzes. Obwohl die simulierte Population eine hohe kumulative Elastizität von 87 % für die Überlebensraten aufweist, gilt die sehr niedrige Reproduktionsrate auch als Schlüssel für die beobachteten Populationsabnahmen in vielen Gebieten (HÖTKER 2015). Auch in einer Studie zum Seeadler war trotz hoher Elastizität der Überlebensraten eine Veränderung in der Reproduktionsrate Schlüssel für ein Populationswachstum (KRÜGER et al. 2010).

Für die einzelnen Arten zeigen die Simulationen dennoch leicht unterschiedliche potenzielle Szenarien auf.

Beim Mäusebussard deutet sich unter den allermeisten Szenarien eine negative Populationsentwicklung an. Beim jetzigen Stand der WEA-Dichte wird für alle vier simulierten Populationen ein Populationsrückgang prognostiziert. Bisher ist der Mäusebussard zwar als häufiges Kollisionsopfer dokumentiert, so führt er z.B. die VSW-Liste an, aber aufgrund der Häufigkeit der Art wurden Populationseffekte bisher nicht detailliert betrachtet.

In Schleswig-Holstein wurde über die letzten 15 Jahre auf drei Probeflächen aber ein Populationsrückgang auf 28 % der Ausgangspopulation festgestellt (GRÜNKORN 2015).

Mit der entsprechenden Simulation für die bisher stabile Population im Dänischen Wohld unter Annahme der zunehmenden WEA-Dichte über den selben Zeitraum wird eine mediane Populationsabnahme von 4,5 % pro Jahr prognostiziert, was über 15 Jahre zu einer Abnahme auf 50 % der Ausgangspopulation führen würde. Hier wäre eine jährliche Populationsabnahme von 8,0 % nötig, die zwar noch im Vertrauensbereich der entsprechenden Simulation liegt (0,9 bis 9,5 % Abnahme pro Jahr), aber relativ nah am negativsten Szenario. Daher scheint es, dass in dieser Population die geschätzte zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA nicht ausreichend ist, um den gravierenden Populationsrückgang monokausal zu erklären.

Beim Rotmilan deutet sich unter den allermeisten Szenarien ebenfalls eine negative Populationsentwicklung an. Beim jetzigen Stand der WEA-Dichte wird für alle drei simulierten Populationen bei einer medianen zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA ein Populationsrückgang prognostiziert, allerdings ist die Unsicherheit der Schätzung deutlich größer. Im Gegensatz zum Mäusebussard ist der Rotmilan eine Art mit höchster Naturschutzpriorität aufgrund seiner ausschließlichen Brutverbreitung in Europa (THIOLLAY 1994, SCHAUB 2012, BELLEBAUM et al. 2013). Eine ganze Reihe von Studien haben daher bereits die Auswirkungen von potenzieller zusätzlicher Mortalität durch WEA geschätzt und modelliert. So kamen BELLEBAUM et al. (2013) in einer Studie im Bundesland Brandenburg zu einer geschätzten Kollisionsrate von 308 (95 % Konfidenzintervall 159-488) Rotmilanen im Jahr 2012 bei 3044 WEA in Brandenburg, was einer Rate von 0,101 Individuen pro WEA und Jahr entspricht. Dieser Schätzwert ist dem dieses Forschungsvorhabens (0,130 Individuen pro WEA und Jahr) sehr ähnlich und so wie dieses Forschungsvorhaben kommen auch BELLEBAUM et al. (2013) zu dem Schluss, dass die Population des Rotmilans empfindlich gegenüber zusätzlicher Mortalität ist. SCHAUB (2012) fand in einer Simulationsstudie ebenfalls einen signifikanten Effekt von zunehmender WEA-Dichte auf die Schweizer Rotmilanpopulation und plädierte für die Aggregation von WEA, um andere Flächen WEA-frei zu halten.

Für den Kiebitz erscheinen die Effekte der zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA in ihrer Auswirkung auf das geschätzte Populationswachstum relativ gering zu sein, was daran liegt, dass mit den Daten aus der Literatur für Überlebens- und Reproduktionsraten ohnehin eine stark abnehmende Population mit mehr als 10 % Abnahme pro Jahr prognostiziert wird. Diese Abnahme ist mit vielen beobachteten Populationsentwicklungen dieser Art in Einklang zu bringen (ROODEBERGEN et al. 2012, HÖTKER 2015), also nicht als völlig unrealistisch zu betrachten. Bei dieser Zielart sind es aber gerade die extrem niedrigen Reproduktionsraten, die für den Rückgang der Bestände verantwortlich gemacht werden. Die Überlebensraten sind über die letzten Jahrzehnte angestiegen und nicht zurückgegangen (ROODEBERGEN et al. 2012, HÖTKER 2015). Bereits bei GLUTZ et al. (1975) findet sich die Aussage, dass eine stabile Population eine Reproduktionsrate von 1,4 flüggen Küken pro Paar braucht. Wird dieser Wert in der Simulation benutzt und nicht die 0,5 flüggen Küken pro Paar (HÖTKER 2015), ergibt sich für die Simulation ein durchaus anderes Szenario (Abb. 6.23).

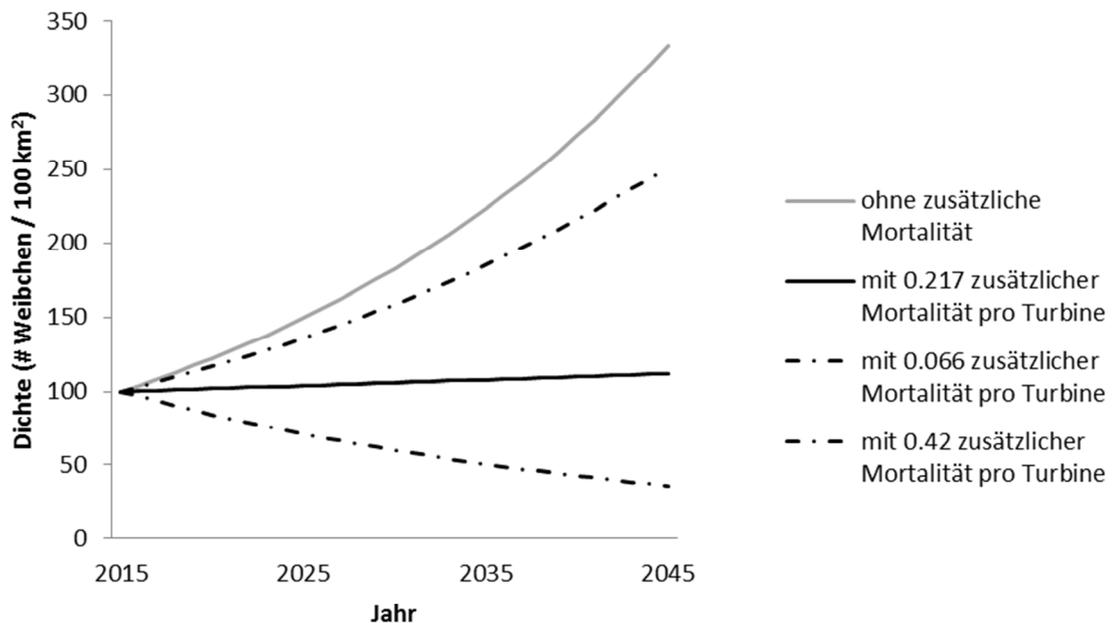


Abb. 6.23 *Populationstrend des Kiebitzes basierend auf Literaturdaten, aber mit einer Reproduktionsrate von 0,7 weiblichen flüggen Küken nach GLUTZ et al. (1975) ohne zusätzliche Mortalität (grau), und mit zusätzlicher Mortalität (schwarz, mit Vertrauensintervall) für das Szenario mit konstanter WEA-Dichte (12 WEA pro 100 km²).*

Diese Simulation zeigt den großen Effekt der Reproduktionsrate auf das prognostizierte Populationswachstum beim Kiebitz und unter diesen Umständen wäre auch der Effekt von zusätzlicher Mortalität durch Kollisionen mit WEA anders einzuschätzen. Die Simulation ohne zusätzliche Mortalität durch Kollisionen mit WEA prognostiziert ein jährliches Populationswachstum von 4,0 % pro Jahr. Mit medianer zusätzlicher Mortalität durch Kollisionen mit WEA reduziert sich dieses prognostizierte Populationswachstum auf 0,4 % pro Jahr. Der Vertrauensbereich reicht von einem Populationswachstum von 3,1 % pro Jahr bis zu einer Populationsabnahme von 3,4 % pro Jahr.

Unter den gegebenen Umständen erscheint es daher dringend notwendig, das Augenmerk bei Naturschutzmaßnahmen für den Kiebitz auf die Erhöhung der Reproduktionsrate zu richten. Dies ist bereits an anderer Stelle geäußert worden (ROODBERGEN et al. 2012, HÖTKER 2015) und wird durch die Ergebnisse dieser Simulationen erneut unterstrichen.

6.5 Zusammenfassung

Ziel dieses Kapitels war die Modellierung von Populationen der Zielarten unter der Annahme einer zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA auf Basis der geschätzten Kollisionsraten. Mit Hilfe von deterministischen Matrixmodellen wurden die Auswirkungen der zusätzlichen Mortalität auf die langfristige Populationsentwicklung behandelt. Die Datenlage erlaubte Aussagen zu den Zielarten Mäusebussard, Rotmilan und Kiebitz, während das Schätzintervall der Kollisionsrate für den Seeadler so groß war, dass eine Bewertung der Simulation als nicht zielführend angesehen wurde. Zwei Szenarien der WEA-Dichte wurden simuliert: zum einen der aktuelle Stand der WEA-Dichte des Jahres 2014 für die Bundesländer NI, SH, MV und BB, zum anderen die Entwicklung der

WEA-Dichte für diese Bundesländer von 2000 bis 2014. Für den Mäusebussard zeigen alle Simulationen im Median eine negative Populationsentwicklung, beim Rotmilan trifft dies auf vier von sechs Simulationen zu, während zwei Simulationen im Median eine konstante Population prognostizieren. Daher ist die Frage der Erheblichkeit der zusätzlichen Mortalität durch Kollisionen mit WEA für diese beiden Arten mit Ja zu beantworten. Beim Kiebitz werden potenziell erhebliche Populationskonsequenzen im Moment durch die ohnehin schon sehr negative Populationsentwicklung maskiert, die durch eine sehr niedrige Reproduktionsrate hervorgerufen wird. Diese Einschätzungen erscheinen relativ robust gegenüber Veränderungen der zu Grunde liegenden Annahmen der Modelle.

7 MODELLIERUNG DER EFFEKTE VON HABITATFAKTOREN FÜR DAS KOLLISIONSRISIKO

Astrid Potiek und Oliver Krüger, Lehrstuhl für Verhaltensforschung Universität Bielefeld

7.1 Ziel

Es ist seit längerem und durch eine Reihe von Studien bekannt, dass es große Unterschiede zwischen WEA in Bezug auf die Kollisionsrate gibt (DREWITT & LANGSTON 2006, SOVACOOOL 2009, MAY et al. 2012, HULL et al. 2013). Ist die Kollision mit einer WEA aber ein rein stochastisches Ereignis, oder kann die Variation in der Kollisionsrate zwischen WP statistisch erklärt werden? Diese Frage ist von zentraler Bedeutung für die zukünftige Planung von WEA. Sollte es Korrelate der Variation des Kollisionsrisikos geben, könnte dies die Standortwahl von WEA-Projekten beeinflussen und dadurch das Kollisionsrisiko minimieren.

Ziel dieses Modules war es dementsprechend zu testen, ob es Habitat und WEA-Variablen gibt, die die Variation der geschätzten Kollisionsraten für ausgewählte Zielarten über alle untersuchten WP erklären könnten. Aufgrund nicht vergleichbarer Methodik bzw. kleiner Stichproben war eine solche Analyse bisher in diesem Umfang nicht durchführbar.

Da die Kollisionsraten von Zielarten potenziell durch unterschiedliche Habitatfaktoren beeinflusst werden könnten, war das Ziel, ein artenspezifisches Modell zu entwickeln. Unter den Kandidatenmodellen wurde aufgrund eines informationstheoretischen Auswahlverfahrens das beste Modell ausgewählt.

7.2 Methode

7.2.1 Auswahl der Arten

Die Auswahl der Arten erfolgte aus einer Kombination von zwei Kriterien. Zum einen wurden Zielarten einbezogen und zusätzlich solche Arten, von denen mindestens zehn Kollisionsfunde vorlagen. Wenigstens zehn Kollisionsfunde wurden als Minimumgrenze gewählt, so dass Einzelfunde die geschätzten Kollisionsraten nicht zu stark beeinflussen. Auf dieser Basis wurden die folgenden Arten- bzw. Artengruppen in die Analysen einbezogen:

Mäusebussard,
Rotmilan,
Turmfalke,
Kiebitz,
Goldregenpfeifer,
Limikolen insgesamt,
Möwen insgesamt,
Stockente,
Ringeltaube,
Star,
Feldlerche.

7.2.2 Habitatdaten

Unter Zuhilfenahme des Programms QGIS wurden kreisförmige Plots mit einem Radius von 3,5 km um jeden WP gelegt. CORINE-Daten zur Landnutzung (FERANEC et al. 2006) wurden in QGIS implementiert und der prozentuale Anteil verschiedener Habitattypen an der Gesamtfläche des Plots wurde berechnet. In den CORINE-Daten beträgt die räumliche Auflösung 100 x 100 m. Die folgenden Kategorien wurden unterschieden: Wald, Grünland, heterogenes Agrarland, Acker. Grünland bestand aus Wiesen und Weiden. Heterogenes Agrarland ist definiert durch jährliche Anbauarten gemischt mit mehrjährigen, komplexe Anbaukombinationen, Agrarland mit einem signifikanten Anteil natürlicher Vegetation (FERANEC et al. 2006). Zusätzlich zum prozentualen Anteil der verschiedenen Vegetationstypen wurde für jeden WP die Distanz zum nächsten Waldstück und die Distanz zur Küste berechnet.

Die Charakteristika der Turbinen von WEA können das Kollisionsrisiko signifikant beeinflussen (THELANDER & RUGGE 2003, DE LUCAS et al. 2008, KRIJGSVELD et al. 2009, MARQUES et al. 2014). Da die mittlere Turbinenhöhe in die Berechnung des Kollisionsrisikos einging und daher als erklärende Variable nicht benutzt werden konnte, wurden sowohl die Minimal- als auch die Maximalhöhe des Rotors als Variablen benutzt.

7.2.3 Hauptkomponentenanalyse

Bei einer multivariaten Analyse sind häufig einige der erklärenden Variablen stark miteinander korreliert, was zur sogenannten Multikollinearität führt. Diese Multikollinearität verfälscht die Ergebnisse und könnte zu falschen Schlussfolgerungen führen. Um unabhängige, nicht korrelierte erklärende Variablen zu erhalten wurde eine Hauptkomponentenanalyse (principal component analysis) durchgeführt. Mithilfe der Funktion *principal* im R-Paket *psych* wurden alle Variablen in artifizielle Hauptkomponenten überführt und diese Hauptkomponenten wurden in der multivariaten Analyse benutzt.

Wie in vielen anderen Studien wurden nur solche Hauptkomponenten benutzt, deren Eigenwert größer als eins war (KAISER 1960). Ein Eigenwert größer eins erklärt mehr Varianz der unabhängigen Variablen als eine unabhängige Variable allein.

7.2.4 Modellierung Habitat Effekte auf Anzahl Funde

Da die Anzahl der abgesuchten WEA zwischen den WP variiert, muss dieser Faktor berücksichtigt werden und so wurde die geschätzte Kollisionsrate pro Art und WP durch die Anzahl der abgesuchten WEA dividiert und diese korrigierte Rate benutzt. Da eine Reihe von WP mehrmals abgesucht wurde, wurde als zufälliger Faktor der spezifische WP integriert. So wurde die korrigierte Kollisionsrate pro standardisiertem WP pro Saison als abhängige Variable definiert und in der multivariaten Analyse benutzt. Als erklärende Variablen wurden die Hauptkomponenten benutzt.

Die Anzahl der geschätzten Kollisionsoffer pro Art und WP wurde in Kap. 3 geschätzt. Eine solche Schätzung wurde bei den Arten nur für die WP vorgenommen, in denen die Art mindestens zehn Minuten beobachtet wurde (Kap. 4). Dadurch sollte vermieden werden, dass eine Art einbezogen wird, die in dem Gebiet gar nicht vorkommt.

Als komplette Startmodelle wurden alle Hauptkomponenten integriert und die Beziehung zwischen diesen Hauptkomponenten und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate wurde mittels linearer gemischter Modelle berechnet (Linear Mixed Effects Model, LMM).

Da eine Reihe von WP mehrmals abgesucht wurden, wurden die korrigierte Rate auch durch die Anzahl der WP-Saisons dividiert, so dass eine korrigierte Kollisionsrate pro standardisierter WP pro Saison als abhängige Variable definiert wurde und in der multivariaten Analyse benutzt wurde. Alle Modelle wichen nicht von einer Normalverteilung ab und daher musste kein verallgemeinertes gemischtes Modell angewendet werden. Die allgemeine Form der geschätzten Modelle im Statistikpaket R war:

korrigierte, standardisierte Kollisionsrate ~ HK1 + HK2 + HK3 + (1 | WP).

Um zu testen, welches Modell die abhängige Variable am besten erklären kann, wurde die Funktion *dredge* als Teil des Paketes *MuMIn* im Programm R separat für jede Art oder Artengruppe benutzt. Dieser Ansatz findet das Modell, das am meisten Varianz in der abhängigen Variable erklärt, und zwar mit der minimalen Anzahl erklärender Variablen. Dieser informationstheoretische Ansatz, der auf dem Akaike-Informations-Kriterium AICc basiert (BURNHAM & ANDERSON 2002), findet das minimale Modell mit maximalem Erklärungspotenzial und ist zum Standard in der multivaria-

ten Modellauswahl geworden (WHITTINGHAM et al. 2006).

Weiterhin wurde der Ansatz von ARNOLD (2010) befolgt, der besagt, dass das simpelste Modell innerhalb von zwei AICc Einheiten das beste Modell ist. Dies beruht darauf, dass Modelle mit mehr erklärenden Variablen, die aber innerhalb von zwei AICc-Einheiten zum besten Modell liegen, keinen zusätzlichen Informationswert liefern.

7.3 Ergebnisse

7.3.1 Hauptkomponentenanalyse

Drei Hauptkomponenten wiesen einen Eigenwert größer eins aus und wurden für die weitere Analyse ausgewählt. Zusammen erklärten diese drei Komponenten 99 % der Varianz der unabhängigen Einzelvariablen. Die Faktorladungen der einzelnen Variablen auf die drei Hauptkomponenten sind in der Tab. 7.1 dargestellt.

Tab. 7.1 Faktorladungen der einzelnen Variablen auf die drei Hauptkomponenten. Die höchsten absoluten Ladungen für die einzelnen Variablen sind fett hervorgehoben, so dass die Hauptkomponente deutlich wird, auf die die Variable am meisten Einfluss nimmt. Hauptkomponente 1 (HK1) wird vor allem durch den Anteil von Ackerflächen, heterogenen landwirtschaftlichen Flächen und Grünland beeinflusst. Hauptkomponente 2 (HK2) wird vor allem durch den Anteil Wald im Plot, den Abstand zum nächsten Wald und zur nächsten Küste beeinflusst. Hauptkomponente 3 (HK3) repräsentiert vor allem die Turbinencharakteristika.

| Unabhängige Variable | HK1 | HK2 | HK3 |
|--|--------------|-------------|-------------|
| Anteil Acker | -0,96 | 0,10 | 0,08 |
| Anteil Wald | 0,02 | 0,87 | -0,12 |
| Anteil heterogene landwirtschaftliche Flächen | 0,61 | 0,03 | 0,44 |
| Anteil Grünland | 0,83 | -0,41 | -0,12 |
| Abstand zu Küste | -0,22 | 0,65 | 0,33 |
| Abstand zum Wald | 0,20 | -0,76 | -0,05 |
| Untere Rotorhöhe | 0,04 | -0,03 | 0,95 |
| Obere Rotorhöhe | -0,04 | 0,13 | 0,79 |
| <i>Anteil der durch die HK erklärten Varianz</i> | <i>0,35</i> | <i>0,33</i> | <i>0,31</i> |

Da in nahezu allen Plots die Anteile von Grünland und Acker hoch sind, ergibt sich zwischen den beiden Variablen eine hochsignifikante negative Korrelation ($P < 0.0001$, $r = -0.87$). Auch der Anteil der heterogenen landwirtschaftlichen Flächen korreliert mit den Anteilen von Acker und Grünland (heterogene landwirtschaftliche Flächen - Acker: $P < 0.001$, $r = -0.43$; heterogene landwirtschaftliche Flächen - Grünland: $P < 0.05$, $r = 0.27$). Bedingt durch diese Korrelationen sind die Faktorladungen auf die Hauptkomponente 1 für alle drei Variablen hoch (HK1, Tab. 7.1). WP mit hohen Werten für HK1 werden daher durch viel Grünland und viel heterogene landwirtschaftliche Flächen und wenig Ackerflächen im Plot gekennzeichnet.

Da in Küstennähe weniger Wald zu verzeichnen ist, ist der Abstand zur Küste stark zum Abstand zum nächsten Wald ($p < 0.01$, $r = -0.36$) und zum Waldanteil im Plot ($p < 0.001$, $r = 0.44$) korreliert. Bedingt durch diese Korrelationen sind die Faktorladungen auf die Hauptkomponente 2 für diese drei Variablen hoch (HK2, Tab. 7.1). WP mit hohen Werten für HK 2 werden dadurch durch einen hohen Waldanteil im Plot, einen geringen Abstand zum nächsten Wald und einen hohen Abstand zur Küste gekennzeichnet.

Die dritte Hauptkomponente wird durch die Turbinencharakteristika der WEA gekennzeichnet, wobei WP mit hohen Werten durch eine hohe minimale und maximale Rotorhöhe gekennzeichnet sind.

7.3.2 Beste multivariate Modelle

Für jede Art bzw. Artengruppe werden im Folgenden alle Modelle innerhalb von zwei AICc Einheiten zum besten Modell aufgelistet. Das einfachste dieser Modelle ist fett hervorgehoben. Unabhängige Variablen im einfachsten Modell erklären einen Teil der Varianz in der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate.

7.3.2.1 Mäusebussard

Das einfachste Modell für den Mäusebussard war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.2). Es ist nur geringfügig schlechter im AICc-Wert ($dAICc = 0,10$), aber mit einem Parameter weniger im Vergleich zum besten Modell. Daher konnte für den Mäusebussard kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.2 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Mäusebussard. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| - | - | 0,815 | 4 | -165,5 | 0 | 0,189 |
| - | - | - | 3 | -166,7 | 0,10 | 0,180 |
| -0,176 | - | - | 4 | -165,9 | 0,84 | 0,124 |
| -0,137 | - | 0,810 | 5 | -164,7 | 0,84 | 0,124 |
| - | 0,221 | 0,813 | 5 | -164,7 | 0,97 | 0,116 |
| - | 0,228 | - | 4 | -166,0 | 0,97 | 0,116 |
| -0,183 | 0,232 | - | 5 | -165,1 | 1,77 | 0,078 |
| -0,144 | 0,224 | 0,808 | 6 | -163,9 | 1,89 | 0,073 |

7.3.2.2 Rotmilan

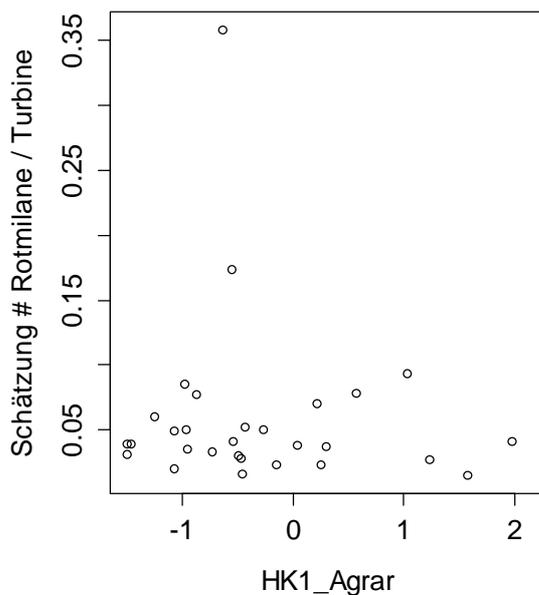
Das einfachste Modell für den Rotmilan war das Modell mit zwei der unabhängigen Variablen, der Hauptkomponente 1 und Hauptkomponente 2 (Tab. 7.3). Es ist auch das beste Modell im AICc-Wert ($dAICc = 0,0$) und weist ein Modellgewicht von 0,403 auf. Nur zwei der Modelle lagen im Be-

reich < 2 $\Delta AICc$. Dieses Ergebnis bedeutet, dass WP mit einem hohen Anteil von Grünflächen im Plot und einem niedrigen Anteil von Agrarflächen im Plot (Hauptkomponente 1, Abb. 7.1) und auch WP mit einem hohen Anteil von Wald im Plot (Hauptkomponente 2, Abb. 7.2) mit einem erniedrigten Kollisionsrisiko einhergehen. Diese Beziehungen werden jedoch von wenigen Datenpunkten entscheidend geprägt. Werden diese Extremwerte aus der Analyse herausgenommen, führt dies dazu, dass kein signifikanter Effekt mehr gefunden wird (Abb. 7.1 b und 7.2 b).

Tab. 7.3 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Rotmilan. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| -4,278 | -2,517 | - | 5 | -140,8 | 0 | 0,403 |
| -4,346 | -3,458 | -0,141 | 6 | -139,4 | 0,39 | 0,332 |

a)



b)

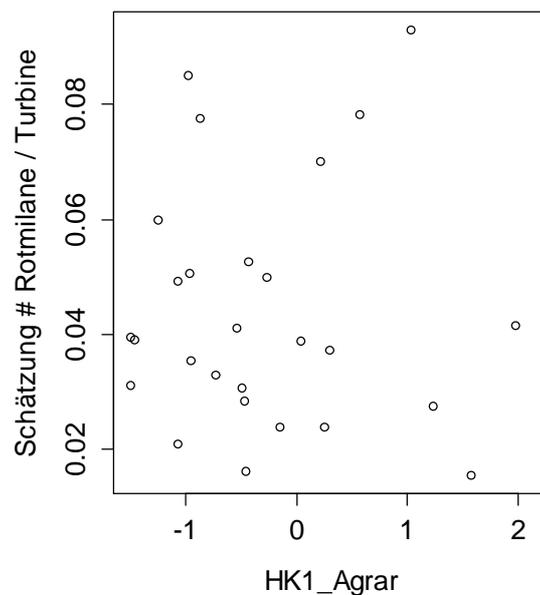


Abb. 7.1 Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 1 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für den Rotmilan, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b).

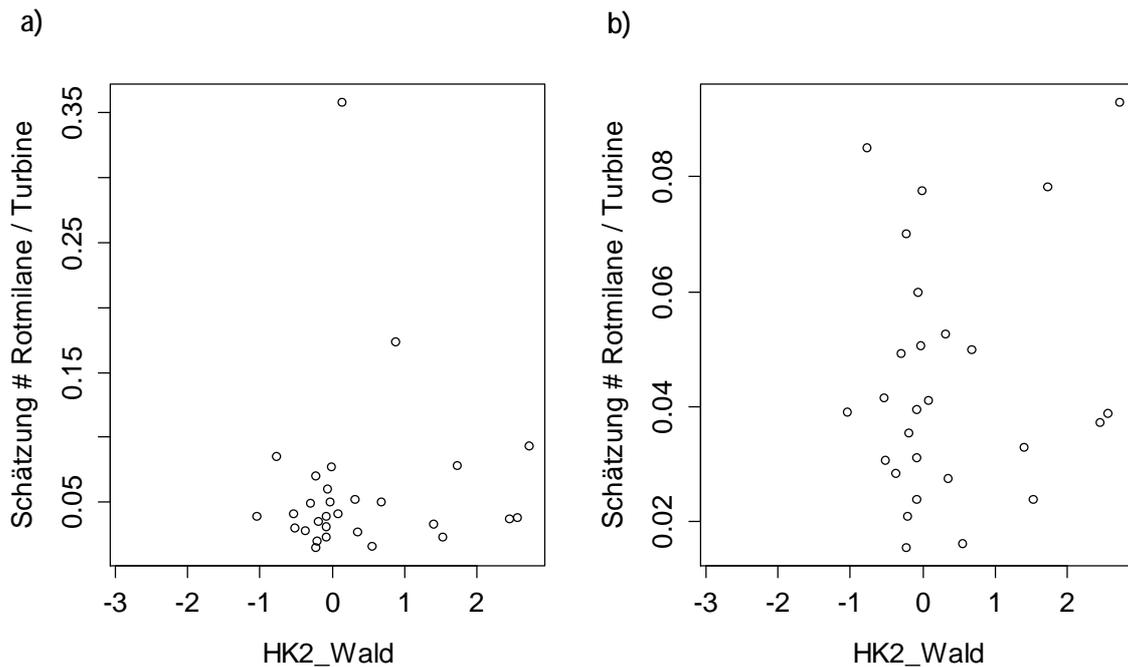


Abb. 7.2 Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 2 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für den Rotmilan, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b).

7.3.2.3 Turmfalke

Das einfachste Modell für den Turmfalke war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.4). Es ist auch das beste Modell im AICc-Wert ($dAICc = 0,0$), dies mit der niedrigsten Anzahl an Parametern. Daher konnte für den Turmfalke kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.4 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Turmfalke. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| - | - | - | 3 | -152,2 | 0 | 0,266 |
| - | -0,464 | - | 4 | -151,5 | 0,90 | 0,170 |
| 0,121 | - | - | 4 | -151,7 | 1,25 | 0,143 |
| - | - | 0,240 | 4 | -151,7 | 1,33 | 0,137 |

7.3.2.4 Kiebitz

Das einfachste Modell für den Kiebitz war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.5). Es ist das drittbeste Modell in Bezug auf den AICc-Wert ($dAICc = 0,22$), weist aber die

niedrigste Anzahl an Parametern auf. Daher konnte für den Kiebitz kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.5 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Kiebitz. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| - | - | 0,945 | 4 | -116,3 | 0 | 0,151 |
| - | 0,452 | 0,995 | 5 | -115,1 | 0,172 | 0,139 |
| - | - | - | 3 | -117,7 | 0,218 | 0,135 |
| - | 0,253 | - | 4 | -116,5 | 0,335 | 0,128 |
| 0,051 | - | 0,945 | 5 | -115,2 | 0,443 | 0,121 |
| -0,009 | - | - | 4 | -116,6 | 0,507 | 0,117 |
| 0,103 | 0,465 | 0,999 | 6 | -114,0 | 0,740 | 0,104 |
| 0,018 | 0,254 | - | 5 | -115,4 | 0,740 | 0,104 |

7.3.2.5 Goldregenpfeifer

Das einfachste Modell für den Goldregenpfeifer war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.6). Es ist auch das beste Modell im AICc-Wert ($dAICc = 0,0$), dies mit der niedrigsten Anzahl an Parametern. Daher konnte für den Goldregenpfeifer kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.6 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Goldregenpfeifer. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| - | - | - | 3 | -49,3 | 0 | 0,243 |
| 0,772 | - | - | 4 | -47,9 | 0,63 | 0,177 |
| - | - | 0,863 | 4 | -48,0 | 0,83 | 0,161 |
| - | -0,148 | - | 4 | -48,1 | 0,98 | 0,149 |

7.3.2.6 Limikolen

Das einfachste Modell für die Gruppe der Limikolen war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.7). Es ist auch das beste Modell im AICc-Wert ($dAICc = 0,0$), dies mit der niedrigsten Anzahl an Parametern. Daher konnte für die Artengruppe der Limikolen kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.7 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Artengruppe der Limikolen. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| - | - | - | 3 | -118,9 | 0 | 0,212 |
| - | - | 0,658 | 4 | -117,9 | 0,45 | 0,169 |
| - | 0,111 | - | 4 | -118,1 | 0,80 | 0,142 |
| 0,162 | - | - | 4 | -118,2 | 0,97 | 0,130 |
| - | 0,201 | 0,672 | 5 | -117,1 | 1,35 | 0,108 |
| 0,194 | - | 0,661 | 5 | -117,2 | 1,54 | 0,098 |
| 0,173 | 0,130 | - | 5 | -117,3 | 1,87 | 0,083 |

7.3.2.7 Möwen

Das einfachste Modell für die Artengruppe der Möwen war das Modell mit einer der unabhängigen Variablen, der Hauptkomponente 3 (Tab. 7.8). Es ist auch das beste Modell im AICc-Wert ($dAICc = 0,0$) und weist ein Modellgewicht von 0,233 auf. Dies bedeutet, dass WP mit niedrigen minimalen und niedrigen maximalen Rotorenhöhen mit einem erhöhten Kollisionsrisiko einhergehen (Abb. 7.3). Auch nach der Entfernung von zwei Ausreißern ist dieser Effekt vorhanden.

Tab. 7.8 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Artengruppe der Möwen. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| - | - | 1,447 | 4 | -169,4 | 0 | 0,233 |
| 0,553 | - | 1,461 | 5 | -168,2 | 0,11 | 0,220 |
| - | 0,327 | 1,461 | 5 | -168,4 | 0,45 | 0,186 |
| 0,544 | 0,314 | 1,474 | 6 | -167,2 | 0,65 | 0,168 |

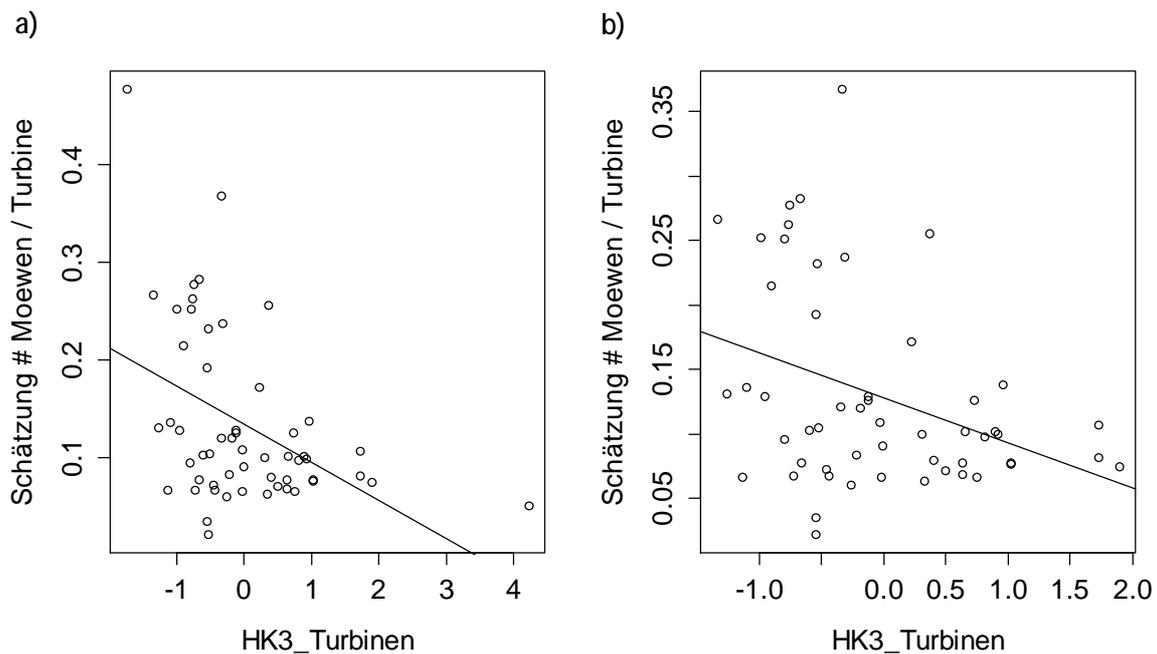


Abb. 7.3 Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 3 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für die Artengruppe der Möwen, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b).

7.3.2.8 Stockente

Das einfachste Modell für die Stockente war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.9). Es ist das viertbeste Modell in Bezug auf den AICc-Wert ($dAICc = 1,38$), weist aber die niedrigste Anzahl an Parametern auf. Daher konnte für die Stockente kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.9 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Stockente. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| - | - | 1,199 | 4 | -163,5 | 0 | 0,229 |
| -0,482 | - | 1,176 | 5 | -162,6 | 0,593 | 0,170 |
| - | 0,333 | 1,193 | 5 | -162,8 | 0,910 | 0,145 |
| - | - | - | 3 | -165,4 | 1,376 | 0,115 |
| -0,493 | 0,346 | 1,170 | 6 | -161,8 | 1,576 | 0,104 |
| -0,542 | - | - | 4 | -164,4 | 1,764 | 0,095 |

7.3.2.9 Ringeltaube

Das einfachste Modell für die Ringeltaube war das Modell mit einer der unabhängigen Variablen, der Hauptkomponente 3 (Tab. 7.10). Es ist auch das beste Modell im AICc-Wert ($dAICc = 0,0$) und weist ein Modellgewicht von 0,202 auf. Dies bedeutet, dass WP mit niedrigen minimalen und niedrigen maximalen Rotorhöhen mit einem erhöhten Kollisionsrisiko einhergehen (Abb. 7.4 a). Doch wenn die zwei Ausreißer aus der Analyse entfernt werden, ist kein Effekt der WT-Höhe mehr feststellbar (Abb. 7.4 b).

Tab. 7.10 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Ringeltaube. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|--------------|
| - | - | 1,367 | 4 | -174,6 | 0 | 0,202 |
| -0,425 | - | 1,344 | 5 | -173,4 | 0,01 | 0,201 |
| - | 0,070 | 1,365 | 5 | -173,5 | 0,32 | 0,172 |
| -0,427 | 0,083 | 1,344 | 6 | -172,3 | 0,41 | 0,164 |

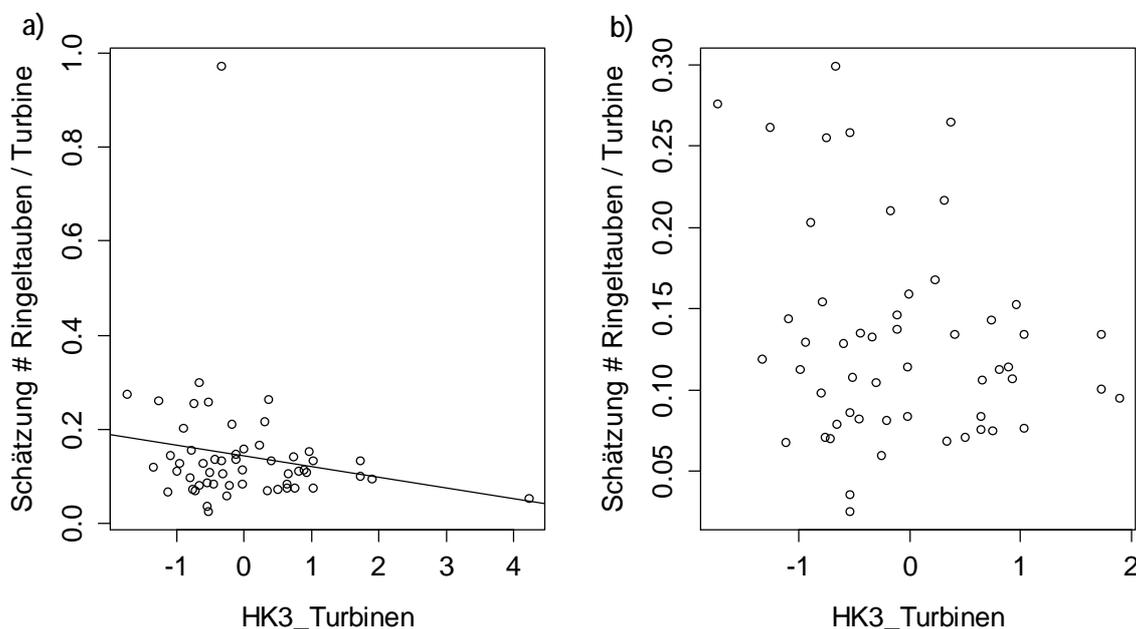


Abb. 7.4 Beziehung zwischen den Werten für die Hauptkomponente 3 und der korrigierten, standardisierten Kollisionsrate für Ringeltauben, für alle Daten (a) und die Daten ohne die zwei Ausreißer (b).

7.3.2.10 Star

Das einfachste Modell für den Star war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.11). Es ist das viertbeste Modell in Bezug auf den AICc-Wert ($dAICc = 0,99$), weist aber die niedrigste Anzahl an Parametern auf. Daher konnte für den Star kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.11 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für den Star. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| -1,215 | - | - | 4 | -165,0 | 0 | 0,208 |
| -1,170 | - | 0,560 | 5 | -164,1 | 0,65 | 0,151 |
| -1,206 | -0,245 | - | 5 | -164,2 | 0,71 | 0,146 |
| - | - | - | 3 | -166,7 | 0,99 | 0,127 |
| - | - | 0,608 | 4 | -165,7 | 1,43 | 0,102 |
| -1,163 | -0,212 | 0,548 | 6 | -163,3 | 1,47 | 0,100 |
| - | -0,282 | - | 4 | -165,8 | 1,57 | 0,095 |

7.3.2.11 Feldlerche

Das einfachste Modell für die Feldlerche war das Nullmodell ohne eine der unabhängigen Variablen (Tab. 7.12). Es ist das viertbeste Modell in Bezug auf den AICc-Wert ($dAICc = 1,38$), weist aber die niedrigste Anzahl an Parametern auf. Daher konnte für die Feldlerche kein Korrelat zur Variation des Kollisionsrisikos zwischen den WP gefunden werden.

Tab. 7.12 Modelle mit $\Delta AICc$ kleiner 2 im Vergleich zum Modell mit dem niedrigsten AICc-Wert für die Feldlerche. Anzahl Parameter im Modell, Log likelihood, Differenzen in AICc und das Gewicht von jedem Modell sind aufgeführt. Das einfachste Modell ist fett hervorgehoben. Zellen mit einem '-' bedeuten, dass die entsprechende Variable nicht im Modell war.

| HK1 (Agrar) | HK2 (Wald) | HK3 (Turbinen) | Para | logLik | dAICc | Gewicht |
|-------------|------------|----------------|------|--------|-------|---------|
| -0.275 | 1.227 | - | 5 | -171.0 | 0 | 0.173 |
| - | 1.230 | - | 4 | -172.2 | 0.010 | 0.172 |
| - | 1.563 | 0.685 | 5 | -171.2 | 0.354 | 0.145 |
| -0.129 | 1.567 | 0.686 | 6 | -170.0 | 0.436 | 0.139 |
| -0.226 | - | - | 4 | -172.6 | 0.754 | 0.119 |
| - | - | - | 3 | -173.8 | 0.863 | 0.112 |
| -0.078 | - | 0.508 | 5 | -171.9 | 1.789 | 0.071 |
| - | - | 0.505 | 4 | -173.1 | 1.816 | 0.070 |

7.4 Diskussion

Das Risiko eines Vogels, mit einer WEA zu kollidieren, wird von einer Reihe von Faktoren beeinflusst, die zudem zusätzlich in komplexer Weise interagieren können (MARQUES et al. 2014). Zu den wesentlichen bisher dokumentierten Faktorenkomplexen gehören artspezifische Faktoren (JANSS 2000), ortsspezifische Faktoren wie Landschaftscharakteristika (THELANDER et al. 2003, KATZNER et al. 2012) und Wetter (LONGCORE et al. 2013, JOHNSTON et al. 2014), als auch WP-spezifische und WEA-spezifische Faktoren (THELANDER et al. 2003, DE LUCAS et al. 2008, SCHAUB 2012, EVERAERT 2014).

In dieser Analyse wurde der Versuch unternommen, für einzelne Arten bzw. klar definierte Artengruppen die Variation des geschätzten Kollisionsrisikos zwischen WP zu erklären, so dass dem art-spezifischen Faktorenkomplex (DUERR et al. 2012) insofern Rechnung getragen wurde, als dass die Modelle nicht über verschiedene Arten gerechnet wurden, sondern in den meisten Fällen art-spezifisch waren. Dies bedeutete aber im Umkehrschluss, dass nur die am häufigsten gefundenen Arten in die Analysen mit einbezogen werden konnten.

Landschaftscharakteristika konnten ebenso wie WP- und WEA-spezifische Faktoren in die multivariate Analyse mit einbezogen werden. Da viele der Variablen aber miteinander korreliert waren, wurde eine Faktorenanalyse benutzt. Es wäre wünschenswert gewesen, die Höhe der Rotoren als Variable zu benutzen (THELANDER et al. 2003, DE LUCAS et al. 2008), aber da diese Variable bei der Schätzung des Kollisionsrisikos benutzt wurde (Kap. 3), wäre hier ein Zirkelschluss erfolgt, so dass die minimale und maximale Rotorhöhe als Variablen in die Analyse integriert wurden. Ebenso wäre es wünschenswert gewesen, das Jahr der Aufstellung der ersten WEA für jeden WP als Variable mit einzubeziehen, um die Hypothese zu testen, dass bei schon lange existierenden WP ein Habitations- oder Verdrängungseffekt zu einer niedrigeren Kollisionsrate führt (MARQUES et al. 2014). Da diese Information aber sehr stark mit der minimalen und maximalen Rotorhöhe korreliert war ($r > 0,8$) und damit kein zusätzliches Erklärungspotential vorliegt, wurde von einer Integration dieser Variable abgesehen.

Insgesamt deuten die Ergebnisse an, dass Intraspezifische Variation in den geschätzten Kollisionsraten zwischen WP nur unzureichend durch die von uns benutzten Variablen erklärt werden kann. Bei acht von elf Arten bzw. Artengruppen war das Nullmodell das beste Modell, so dass kein Korrelat gefunden werden konnte. Bei drei Arten bzw. Artengruppen (Rotmilan, Möwen, Ringeltaube) wurde zwar ein Modell mit erklärenden Variablen ausgewählt, aber bei zwei von drei (Rotmilan und Ringeltaube) war der erklärende Effekt zwei extremen Datenpunkten geschuldet und konnte nicht bestätigt werden, sobald die beiden Datenpunkte aus der Analyse herausgenommen wurden. Obwohl der Versuch unternommen wurde, Habitatcharakteristika der umliegenden Landschaft zu integrieren, war die räumliche Auflösung der CORINE-Daten mit einer Pixelgröße von 100 x 100 m potentiell schlichtweg zu grob.

Es konnte nur für die Artengruppe der Möwen ein robustes Korrelat gefunden werden: Das Kollisionsrisiko stieg mit niedriger Minimal- und niedriger Maximalhöhe der Rotoren eines WP an. Turbinenhöhe und Charakteristika sind mehrfach als Korrelate bei interspezifischen Analysen gefunden worden (THELANDER et al. 2003, De Lucas et al. 2008), während andere Studien keinen Effekt fanden (BARCLAY et al. 2007, EVERAERT 2014). Auch andere Charakteristika von WEA können das Kollisionsrisiko beeinflussen, wie die Rotorengeschwindigkeit (THELANDER et al. 2003) oder die

Art der WEA (OSBORN et al. 1998, THELANDER & RUGGE 2000), aber ebenfalls nicht immer (BARRIOS & RODRIGUEZ 2004). Auch die Anordnung der WEA innerhalb eines WP kann die Kollisionsrate des WP beeinflussen (SMALLWOOD & THELANDER 2004, SCHAUB 2012).

Ein wesentlicher Unterschied zwischen diesem Forschungsvorhaben und bestehender Literatur war die Möglichkeit, aufgrund des standardisierten Vorgehens und des enormen Suchaufwandes das Kollisionsrisiko für einzelne Arten bzw. Artengruppen für jeden der untersuchten WP schätzen zu können, während bei den meisten anderen vergleichenden Studien alle Arten zusammen analysiert wurden. Dass mit dieser artspezifischen Herangehensweise keine bessere Erklärung der Varianz der Kollisionsraten einhergeht, zeigen die Ergebnisse klar auf. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass trotz des enormen Aufwandes die Schätzungen der Kollisionsraten pro WP auf sehr wenigen gefundenen Individuen pro Art oder vielfach auf Nullwerten beruhen. Das Fehlen von klaren Korrelaten der Varianz der Kollisionsraten könnte daher entweder ein realer Effekt sein, oder aber den niedrigen Fundraten und damit der Schwierigkeit der Schätzung des Kollisionsrisikos geschuldet sein (siehe auch BESTON et al. 2015). Zwischen diesen beiden Alternativhypothesen zu unterscheiden, ist mit den vorliegenden Daten nicht möglich.

Daher kann zusammenfassend nur konstatiert werden, dass die vorgelegte Analyse keine klaren Vorhersagen liefern kann, die planungsrelevant sind. Wie bereits MARQUES et al. (2014) in ihrem Übersichtsartikel anmerken, sollte zukünftiger Forschungsaufwand verstärkt auf die Methoden gelegt werden, mit denen der potenzielle Einfluss von WP auf Vogelbestände prognostiziert werden kann.

7.5 Zusammenfassung

Ziel dieses Kapitels war die multivariate Analyse der Variation der geschätzten Kollisionsraten von elf Arten bzw. Artengruppen über alle untersuchten WP. Die Frage war, ob bestimmte WP aufgrund von Habitat- oder WEA-Charakteristika eine erhöhte Kollisionsrate aufweisen. Mit Hilfe von Daten zur landwirtschaftlichen Nutzung, Abstandsdaten zur nächsten Waldfläche von einem WP sowie den Daten zu minimaler und maximaler Rotorhöhe wurde eine Hauptkomponentenanalyse durchgeführt, die drei Hauptkomponenten erstellte, die in eine multivariate Modellanalyse einbezogen wurden. Die Modellauswahl erfolgte nach informationstheoretischen Kriterien. Für die große Mehrzahl von Arten bzw. Artengruppen (acht von elf) konnte kein Korrelat zur Variation der Kollisionsraten gefunden werden, bei zwei der drei Arten bzw. Artengruppen mit Korrelaten waren die Analysen zudem nicht robust gegenüber Ausreißern, so dass lediglich für eine Artengruppe (Möwen), ein Effekt der Rotorhöhe auf die Kollisionsrate gefunden werden konnte. Daher scheint nach diesen Analysen die Variation der Kollisionsrate zwischen WP durch die benutzten Variablen nicht erklärbar zu sein, oder es handelt sich bei Kollisionen mit WEA um weitgehend stochastische Ereignisse.

8 PLANUNGSBEZOGENE KONSEQUENZEN FÜR DIE PROGNOSE UND BEWERTUNG DES KOLLISIONSRISIKOS

Marc Reichenbach, Sabrina Weitekamp, H. Timmermann (ARSU GmbH)

8.1 Einleitung und Ziele

Gemäß § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG ist es verboten, wildlebenden Tiere der besonders geschützten Arten nachzustellen, sie zu fangen, zu verletzen oder zu töten oder ihre Entwicklungsformen aus der Natur zu entnehmen, zu beschädigen oder zu zerstören. Diese Regelung basiert auf Artikel 12 Abs. 1 der FFH-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG), wonach alle absichtlichen Formen des Fangs oder der Tötung von aus der Natur entnommenen Exemplaren von Arten des Anhangs IV Buchstabe a verboten sind, sowie auf der entsprechenden Formulierung in Artikel 5 Buchstabe a der EU-Vogelschutzrichtlinie (Richtlinie 2009/147/EG). Inzwischen ist von der Rechtsprechung klargestellt, dass auch die wissentliche Inkaufnahme der Tötung geschützter Tiere den Verbotstatbestand berührt (siehe Kap. 8.2).

Auf dieser Grundlage ist somit für die Genehmigung einer WEA stets zu prüfen, ob der artenschutzrechtliche Verbotstatbestand des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG erfüllt sein kann. Hierfür liegen inzwischen eine Reihe von Leitfäden und Empfehlungen aus den Bundesländern vor. Im jeweiligen Einzelfall können die artenschutzrechtlichen Anforderungen die Umsetzung eines Windenergieprojektes deutlich einschränken oder sogar vollständig verhindern.

Im Rahmen von PROGRESS wurden umfangreiche Untersuchungen zum Ausmaß und zur Populationsrelevanz des Tötungsrisikos von Vögeln in vorhandenen WP durchgeführt (Kap. 1 bis Kap. 7). Nachstehend sollen auf dieser Grundlage planungsbezogene Hinweise und Empfehlungen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos von Vögeln durch WEA gegeben werden.

Hierzu werden einleitend zunächst die wesentlichen Grundlagen aus der Rechtsprechung referiert, ohne dass hierbei ein rechtswissenschaftlicher Vollständigkeitsanspruch erhoben wird. Allerdings hat die Rechtsprechung die maßgeblichen Vorschriften des besonderen Artenschutzes zunehmend konturiert (LAG VSW 2015). Anschließend erfolgt ein Überblick über den Stand der Wissenschaft zu wesentlichen Aspekten des Kollisionsrisikos von Vögeln an WEA, wobei die neuen Erkenntnisse von PROGRESS im Vordergrund stehen.

Auf dieser Basis – Rechtsprechung und Kenntnisstand – werden zunächst einige Konsequenzen und Leitfragen abgeleitet, die die Basis für das weitere Vorgehen bilden. Daraufhin wird die artspezifische Betroffenheit durch Kollisionen an WEA in Relation zur Bestandsgröße betrachtet. In einem nächsten Schritt wird ein Vorschlag für die Bewertung einzelner Kollisionsverluste anhand der jeweiligen populationsbiologischen Sensitivität erarbeitet. Weiterhin werden die Anforderungen an die Bestandserfassung, die Herangehensweise an die artenschutzrechtliche Bewertung des Einzelfalls sowie der Umgang mit Prognoseunsicherheiten dargelegt.

8.2 Grundlagen aus der Rechtsprechung

Nach der ständigen Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts ist der Tatbestand des Tötungsverbots des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG wegen der bei einem Bauvorhaben nie völlig auszuschließenden Gefahr von Kollisionen geschützter Tiere erst dann erfüllt, wenn das Vorhaben dieses Risiko in einer für die betroffene Tierart signifikanten Weise erhöht. Dabei sind Maßnahmen, mit denen solche Kollisionen vermieden werden können, in die Betrachtung einzubeziehen (grundlegend Bundesverwaltungsgericht (BVerwG), U. v. 9. Juli 2008, – 9 A 14.07 –; BVerwG, U. v. 28.03.2013 – 9 A 22/11 –). Hiernach ist das Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) individuenbezogen zu verstehen. Es ist schon dann erfüllt, wenn die Tötung eines Exemplars der besonders geschützten Arten nicht im engeren Sinne absichtlich erfolgt, sondern sich als unausweichliche Konsequenz eines im Übrigen rechtmäßigen Verwaltungshandelns erweist. Da bei lebensnaher Betrachtung aber nie völlig auszuschließen ist, dass einzelne Exemplare besonders geschützter Arten durch Kollisionen mit WEA zu Schaden kommen können, muss dies nach Auffassung des BVerwG als unvermeidlich ebenso hingenommen werden wie Verluste im Rahmen des allgemeinen Naturgeschehens. Daher bedarf es einer einschränkenden Auslegung der Vorschrift dahingehend, dass der Tötungstatbestand des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG nur erfüllt ist, wenn sich das Tötungsrisiko für die betroffenen Tierarten durch das Vorhaben in signifikanter Weise erhöht (vgl. BVerwG, U. v. 12.03.2008 – 9 A 3.06 –; U. v. 09.07.2008 – 9 A 14.07 –; U. v. 18.03.2009 – 9 A 39.07 –; U. v. 14.07.2011 – 9 A 12.10 –; ebenso Oberverwaltungsgericht (OVG) Lüneburg, B. v. 18.04.2011 – 12 ME 274/10 –; B. v. 25.07.2011 – 4 ME 175/11 –; VG Hannover, U. v. 22.11.2012 – 12 A 2305/11 –).

Ob eine signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos für eine bestimmte Art vorliegt, hängt im Wesentlichen von zwei Faktoren ab: Es muss sich erstens um eine Tierart handeln, die aufgrund ihrer artspezifischen Verhaltensweise gerade im Bereich des Vorhabens ungewöhnlich stark von dessen Risiken betroffen ist. Zweitens muss sich die Tierart häufig – sei es zur Nahrungssuche oder beim Zug – im Gefährdungsbereich des Vorhabens aufhalten (vgl. BVerwG, U. v. 14.07.2011 – 9 A 12.10 –; U. v. 18.03.2009 – 9 A 39.07 –).

Der Signifikanzansatz des Bundesverwaltungsgerichts ist inzwischen flächendeckend von der obergerichtlichen Rechtsprechung übernommen worden. Es handelt sich bei dem Begriff der „Signifikanz“ um einen unbestimmten Rechtsbegriff, der der weiteren Auslegung bedarf. Das gilt insbesondere für die Frage, nach welchen Kriterien zu beurteilen ist, ob die Signifikanzschwelle überschritten wird. Wann dies der Fall ist, ist in Bezug auf die einzelne Art und das jeweilige Vorhaben im Einzelfall festzustellen.

Diese Feststellung muss aber auf einer gesicherten Tatsachenbasis beruhen. Das heißt, es muss aufgrund einer „hinreichend gesicherten Tatsachenbasis feststehen, dass gerade an dem konkreten Standort der zu errichtenden WEA und nicht nur in dessen näherer und weiterer Umgebung zu bestimmten Zeiten kollisionsgefährdete Tiere in einer Zahl auftreten, die Kollisionen von mehr als einzelnen Individuen mit hoher Wahrscheinlichkeit erwarten lassen“ (OVG Magdeburg, U. v. 16.05.2013 – 2 L 106/10 –, ZNER 2013, 328). Zudem muss „für einen Verstoß gegen das Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG die Zahl der potenziellen Opfer eine Größe überschreiten, die mit Rücksicht auf die Zahl der insgesamt vorhandenen Individuen einer Population sowie die Zahl der Individuen, die ohnehin regelmäßig dem allgemeinen Naturgeschehen, etwa als Beutetiere, zum Opfer fallen, überhaupt als nennenswert bezeichnet werden kann. Sie muss jedoch nicht

so groß sein, dass sie sich bereits auf die Population als solche auswirkt“ (OVG Magdeburg a. a. O.).

Bei der Bewertung, ob im Einzelfall ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko anzunehmen ist, hat das BVerwG der Genehmigungsbehörde einen naturschutzfachlichen Einschätzungsspielraum („Einschätzungsprärogative“) eingeräumt, soweit sich zu ökologischen Fragestellungen noch kein allgemein anerkannter Stand der Fachwissenschaft herausgebildet hat (BVerwG, U. v. 9.07.2008; BVerwG, U. v. 27.06.2013 – 4 C 1/12 –; BVerwG, U. v. 21.11.2013 – 7 C 40/11 –; OVG Lüneburg, B. v. 18.04.2011 – 12 ME 274/10 –). Die Einschätzung muss naturschutzfachlich vertretbar sein und darf nicht auf unzulänglichen oder ungeeigneten Bewertungsverfahren beruhen (VG Hannover, U. v. 22.11.2012, Rn. 42 ff.). Die Behörde muss daher den aktuellen Stand der Wissenschaft – ggf. durch Einholung fachgutachtlicher Stellungnahmen – ermitteln und berücksichtigen.

Das VG Hannover hat in der genannten Entscheidung zu Abstandsempfehlungen in Bezug auf den Rotmilan festgestellt, dass die Unterschreitung des 1.000 m-Abstandes zwischen einem Rotmilanest und einer WEA die Vermutung rechtfertigt, dass der Betrieb der Anlage gegen das Tötungsverbot verstößt. Es bedürfe allerdings stets einer Betrachtung der konkreten Raumnutzung durch den Rotmilan. Diese Betrachtung könne die Vermutung widerlegen, dass eine den Rotmilan gefährdende Raumnutzung nicht stattfindet (Rn. 46). Beträgt der Abstand zwischen einem Rotmilanest und einer WEA mehr als 1.000 m, bedarf es eines besonderen Nachweises, dass der Rotmilan Flächen im Umfeld oder jenseits der Anlagenstandorte trotz der 1.000 m übersteigenden Entfernung in einer Weise nutze, die zu einer signifikanten Erhöhung des Kollisionsrisikos führt (Rn. 48).

In gleicher Weise äußert sich das OVG Magdeburg (U. v. 26.10.2011 – 2 L 6/09, ZNER 2012, 95): „Es kann für den Rotmilan von einem signifikant erhöhten Tötungsrisiko durch den Betrieb von WEA grundsätzlich dann ausgegangen werden, wenn der Abstand der WEA weniger als 1.000 m beträgt, es sei denn es liegen zuverlässige Erkenntnisse darüber vor, dass sich in einer größeren Entfernung als 1.000 m ein oder mehrere für den Rotmilan attraktive, nicht nur kurzzeitig bzw. zeitweise zur Verfügung stehende Nahrungshabitate befinden und die WEA dort oder innerhalb eines Flugkorridors dorthin liegen. Im Übrigen würden aber pauschale Abstände den wirklichen Gegebenheiten nie voll gerecht, vielmehr seien Einzelfallprüfungen unter Einbeziehung gebietspezifischer Merkmale und Strukturen fachlich sinnvoller. Aktionsradien von Vogelarten seien nicht exakt kreisförmig um die Nester angelegt, vielmehr gebe es immer Bereiche, die überdurchschnittlich genutzt würden, während andere Bereiche eine unterdurchschnittliche Nutzung erfahren.“ Auch das BVerwG hat die Auffassung bestätigt, „dass für den Rotmilan von einem signifikant erhöhten Tötungsrisiko durch den Betrieb von Windenergieanlagen grundsätzlich dann ausgegangen werden könne, wenn der Abstand der Windenergieanlage weniger als 1.000 m betrage“ (BVerwG, U. v. 27.06.2013 – 4 C 1.12, Rdn. 11).

Zum Tötungsrisiko bei Fledermäusen hat das VG Hannover unter Bezugnahme auf die Rechtsprechung des BVerwG festgestellt, dass das bloße Vorkommen von Zwergfledermäusen und Abendseglern im Bereich einer WEA den Tatbestand des Tötungsverbots nicht erfüllt, wenn die Anlagen nicht im Bereich bedeutender Jagdhabitate oder Flugrouten stehen (Rn. 58). Ergänzend hat das OVG Magdeburg im genannten Urteil vom 16.05.2013 ausgeführt, dass die Lage von WEA in der Nähe einer häufig frequentierten Flugroute von Fledermäusen lediglich einen Anfangsverdacht der signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos begründen kann.

8.3 Grundlagen aus der Forschung

8.3.1 Ergebnisse aus PROGRESS

Im Hinblick auf das Kollisionsrisiko von Vögeln an WEA und dessen artenschutzrechtliche Bewältigung lassen sich die relevanten Ergebnisse von PROGRESS wie folgt zusammenfassen:

- Die Kollisionsopferschätzung auf der Basis der gefundenen Kollisionsopfer und der Einbeziehung der notwendigen Korrekturfaktoren ergab, dass die höchsten Zahlen bei im Untersuchungsraum besonders häufigen Arten auftraten (Feldlerche, Star, Stockente, Möwen, Ringeltaube). Die mit Abstand am häufigsten kollidierende Greifvogelart ist der Mäusebussard.
- Bei Mäusebussard und Goldregenpfeifer konnte kein signifikanter Einfluss der Dauer der beobachteten Flugaktivität auf die Anzahl der geschätzten Kollisionsopfer gefunden werden. Es zeigt sich lediglich eine gewisse Tendenz in dem Sinne, dass eine deutlich erhöhte Flugaktivität zu mehr Kollisionsopfern führen kann.
- Die beiden Zielarten, die bei den Verhaltensbeobachtungen am häufigsten registriert wurden – Kiebitz und Goldregenpfeifer – belegen nach dem Mäusebussard die Plätze 7 und 8 in der Liste der geschätzten Kollisionsopfer.
- Von den beiden Zielarten, die nach Kiebitz und Goldregenpfeifer am häufigsten beobachtet wurden (Blässgans und Weißwangengans), konnten hingegen keine Kollisionsopfer gefunden werden. Dies gilt ebenso für die Saatgans, die in der Häufigkeit Platz 7 belegt. Bei Kranichen und Graugänsen (Plätze 5 und 6 der Häufigkeit) wurden nur sehr wenige Kollisionsopfer gefunden (2 bzw. 4 Individuen).
- Die fünf Sekundärarten, die bei den Verhaltensbeobachtungen am häufigsten registriert wurden, weisen – abgesehen vom Buchfinken – die höchsten Werte bei den Kollisionsopferschätzungen auf (Star, Ringeltaube, Lachmöwe, Feldlerche).
- Die beiden Greifvogelarten mit den meisten Kollisionsopfern – Mäusebussard und Rotmilan – weisen im Vergleich mit den anderen beobachteten Greifvogelarten die höchste Aufenthaltsdauer im Bereich der Rotorhöhe auf.
- Gänse und Kraniche – als Arten mit hohen Individuenzahlen und sehr wenigen Kollisionsopfern – weisen die höchsten Anteile an beobachtbarem Ausweichverhalten gegenüber WEA auf. Greifvögel hingegen zeigen praktisch kein erkennbares Ausweichverhalten. Bei allen Arten erfolgt das Ausweichen gegenüber WP oder einzelnen WEA vorrangig horizontal und nur selten vertikal.
- Bei Greifvögeln wurde in Relation zur Gesamtzahl an beobachteten Flugbewegungen der höchste Anteil an Gefahrensituationen beobachtet (Flüge in Rotorhöhe näher als 70 m zur WEA).

- Bei Greifvögeln zeigt sich, dass bei Arten mit einer größeren Zahl an beobachteten Gefahrensituationen auch eine höhere Zahl an Kollisionsopfern gefunden wurde.
- Die Anzahl der mit dem BAND-Modell auf der Basis der erfassten Flugaktivität prognostizierten Kollisionsopfer weicht deutlich von der Zahl der auf der Basis der Kollisionsopfersuchen geschätzten Anzahl ab. In der Summe resultierte die Modellierung in einer sehr starken Unterschätzung der Kollisionsopferzahlen. Es ließen sich kaum biologisch sinnvollen bzw. realistischen Maße für die AR ableiten.
- Gemäß den Ergebnissen der Matrix-Modelle führen die zusätzlichen kollisionsbedingten Mortalitäten bei Mäusebussard und Rotmilan auf der Grundlage der Anzahl der im Untersuchungsraum vorhandenen WEA zu erkennbaren Einflüssen auf die Populationsentwicklung.

Gemäß den Anforderungen aus der Rechtsprechung (siehe Kap. 2) ist es im Rahmen der Prüfung auf Vorliegen einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos regelmäßig erforderlich, aus den Ergebnissen der Erfassung von Beständen und Flugaktivität auf das zu erwartende Ausmaß an Kollisionen zu schließen. Vor diesem Hintergrund ist entscheidend, ob bei Vögeln in gleicher oder ähnlicher Weise wie bei Fledermäusen (BRINKMANN et al. 2011) eine Relation zwischen Häufigkeit bzw. Flugaktivität und Kollisionsrisiko besteht.

Die oben aufgeführten Ergebnisse aus PROGRESS lassen sich dahingehend wie folgt aggregieren:

- Es gibt einen allgemeinen Zusammenhang zwischen der Häufigkeit von Arten und der Zahl der Kollisionsopfer, so z. B. bei Star, Ringeltaube, Lachmöwe, Feldlerche sowie bei - speziell für den norddeutschen bzw. Küstenraum – Kiebitz und Goldregenpfeifer. Unter den Greifvögeln weist die häufigste Art – der Mäusebussard – die meisten Kollisionen auf.
- Dies gilt jedoch nur für Arten, die sich auch entsprechend häufig innerhalb von WP aufhalten. Demgegenüber stehen Arten, die zwar ebenfalls zahlreich vorkommen, das Innere von WP jedoch stärker meiden und ein ausgeprägteres Ausweichverhalten zeigen. Hierzu zählen insbesondere als Gastvögel auftretende Gänse, Kraniche und Schwäne.
- Greifvögel geraten generell häufiger in Gefahrensituationen, da sie kaum Meideverhalten gegenüber WEA zeigen. Es bestehen zwischen den Arten teilweise deutliche Unterschiede im Anteil der Flugaktivität in Rotorhöhe, der jedoch auch stark situationsabhängig ist.
- Eine quantitative Prognose von Kollisionsopfern auf der Basis beobachteter Flugaktivität erscheint nicht oder nur mit sehr großer Unsicherheit möglich.

Insofern kann bei solchen Arten, die die Nähe von WEA nicht meiden, von einer qualitativen Beziehung zwischen Häufigkeit und Kollisionsrisiko ausgegangen werden („*Wer sich in Gefahr begibt, kommt darin um*“). Ein quantitativer Zusammenhang ließ sich jedoch mit den verwendeten methodischen Ansätzen nicht abbilden.

8.3.2 Ergebnisse aus der Literatur

Einen Überblick über das Wissen zur Kollisionsgefährdung von Vögeln durch WP geben (MARQUES 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 WP (insbesondere Größe und Anordnung der WEA) 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 (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“). Einige Arten sind deutlich empfindlicher als andere und zeichnen sich durch niedrige Reproduktionsraten, geringe Populationsgrößen sowie bestimmte morphologische, phänologische und verhaltensbezogene Merkmale aus. Das Vorkommen solcher Arten, insbesondere in höherer Abundanz und in Verbindung mit bestimmten Habitatparametern, ist im Planungsprozess in besonderer Weise zu berücksichtigen. Weiterhin betonen die Autoren, dass Bestandssituation und Raumnutzung, die vor dem Bau eines WP analysiert werden können, nicht mit der Situation nach der Errichtung korreliert sein müssen (infolge von Meidung oder Attraktion), wodurch Wirkungsprognosen, insbesondere zum Kollisionsrisiko, erschwert werden können.

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) bekannt geworden (GOVE et al. 2013).

In einer Studie aus Spanien konnte keine klare Beziehung zwischen der Kollisionsrate und der Häufigkeit der untersuchten Greifvogelarten gefunden werden. Stattdessen hing die Kollisionswahrscheinlichkeit von der Artzugehörigkeit, der Größe der WEA sowie von der Höhe über dem Meeresspiegel ab, d. h. von artspezifischen und topographischen Faktoren (DE LUCAS et al. 2008).

Ein wesentlicher Einflussfaktor auf das Kollisionsrisiko kann die Entfernung zum Neststandort sein. Bei der Telemetrie von Rotmilanen zeigte sich, dass diese in den meisten Fällen den Bereich um ihr Nest flächenhaft und mit hoher Flugintensität nutzten. Je näher die WP am Nest lagen, desto wahrscheinlicher war es, dass Rotmilane in diese hineinfliegen (HÖTKER et al. 2013). Die Kollisionswahrscheinlichkeiten nahm mit der Zunahme der Distanz zum Nest deutlich ab. Im Nahbereich (< 250 m) war das Kollisionsrisiko mehr als zehnmals höher und in einer Entfernung bis 750 m noch doppelt so hoch wie im Fernbereich (> 1.250 m) (HÖTKER et al. 2013, S. 330).

Auch für die Wiesenweihe hängt das Kollisionsrisiko in erster Linie von der Entfernung des Neststandortes zu WP und der begleitenden Strukturausstattung ab (HÖTKER et al. 2013, S. 331). In gleicher Weise ist für den Seeadler die Umgebung des Nestes ein Bereich mit besonders hoher Flugaktivität und deshalb ein Bereich mit besonders hohem Kollisionsrisiko, falls dort WEA vorhanden sein sollten (HÖTKER et al. 2013, S. 330).

EICHHORN et al. (2012) fanden, dass für Greifvögel generell das Kollisionsrisiko exponentiell mit steigender Entfernung zwischen Neststandort und WP abnahm. DAHL et al. (2015) konnten beim Seeadler auf Smøla/NO zeigen, dass die Zahl der Kollisionsopfer mit der Entfernung zum nächsten Neststandort korreliert. Ein besonders starker Anstieg der Kollisionsrate wurde innerhalb der ersten 500 m vom Nest gefunden. Kollisionen adulter Adler waren wahrscheinlicher an WEA mit einer größeren Zahl an Neststandorten innerhalb eines 1 km Radius. Hinsichtlich eines möglichen Repowerings des kollisionssträchtigen bestehenden WP empfehlen die Autoren eine Variante mit größeren Abständen zwischen den Anlagen und den Seeadlernestern.

Auch von der steigenden Anzahl von WEA und der damit verbundenen Kumulation von Kollisionsrisiken sind Greifvögel besonders betroffen. SCHAUB (2012) konnte am Beispiel des Rotmilans zeigen, dass Vogelarten mit größeren „home ranges“ (Revieren) deutlich stärker von einer Zunahme der Anzahl an WEA beeinträchtigt werden als Arten mit nur kleinen Revieren.

Bezüglich der quantitativen Prognostizierbarkeit des Kollisionsrisikos konnte eine Studie in Spanien an 20 WP mit 252 WEA keinen signifikanten Zusammenhang zwischen den in der Planungsphase kalkulierten und den in der Betriebsphase ermittelten Kollisionszahlen feststellen. Ebenso wenig bestand ein klarer Zusammenhang zwischen der Vogelhäufigkeit (Vögel pro Stunde) und der Anzahl an Kollisionen pro WEA und Jahr (FERRER et al. 2012).

8.4 Methodischer Ansatz anhand artenschutzrechtlicher Leitfragen

Aus den Darlegungen in PROGRESS gewonnenen Ergebnissen werden bezüglich planungsbezogener Konsequenzen folgende Schlussfolgerungen gezogen:

1. Belastbare quantitative Prognosen von Kollisionsopferzahlen mit Modellen wie jenem von BAND (BAND et al. 2007) auf der Basis von durch Beobachtungen ermittelten Flugaktivitäten sind in den meisten Fällen von Onshore-Windparkplanungen nicht möglich. Dies beruht einerseits auf methodischen Problemen der Modellierung und andererseits auf der hohen Stochastizität der relevanten raum-zeitlichen Habitatfunktionen und Verhaltensmuster der betroffenen Arten (Kap. 5).
2. Dementsprechend können auch keine quantitativen Schwellen in Form absoluter Kollisionsopferzahlen für ein signifikant erhöhtes Kollisionsrisiko gebildet werden, da mangels geeigneter Prognosemethoden das Erreichen einer solchen Schwelle vor Errichtung der WEA nicht belastbar geprüft werden kann.
3. Die Beurteilung des Kollisionsrisikos im Hinblick auf die Frage einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos der jeweiligen Art im Sinne des Artenschutzes kann somit nur einzelfallbezogen auf der Basis einer qualitativen verhaltens-ökologischen Beurteilung erfolgen.

Als Grundlage für eine solche Beurteilung stellen sich angesichts der laufenden Rechtsprechung (siehe Kap. 2) im Wesentlichen folgende Fragestellungen:

- Welche Arten sind generell als kollisionsgefährdet durch WEA anzusehen („aufgrund ihrer artspezifischen Verhaltensweise ungewöhnlich stark betroffen“, „kollisionsgefährdet“, „WEA-empfindlich“)?

- Was heißt „häufiges Aufhalten“ bzw. „in einer Zahl ..., die Tötungen oder Verletzungen von mehr als nur einzelnen Individuen mit hoher Wahrscheinlichkeit erwarten lassen“ bzw. „nennenswert im Hinblick auf die Größe der Population sowie auf die Höhe natürlicher Verluste“?

Hieraus lassen sich für die artenschutzrechtliche Beurteilung eines Einzelfalls folgende Leitfragen formulieren:

1. Kommen im Bereich des Vorhabens Arten vor, die als besonders kollisionsgefährdet angesehen werden müssen?
2. Kommen diese besonders kollisionsgefährdeten Arten im Bereich des Vorhabens in einer Häufigkeit vor, dass die Anzahl der potenziellen Opfer als nennenswert in Relation zur Bestandsgröße und zur natürlichen Mortalität bezeichnet werden kann?
3. Zeigen diese Arten in der Gefahrenzone des geplanten WP Verhaltensweisen, die zu einer besonderen Kollisionsgefährdung in der konkreten Einzelfallsituation führen?

Im Hinblick auf Frage 1 wird in Kap. 8.5 auf der Basis der in PROGRESS erzielten Ergebnisse sowie der vorliegenden Kenntnisse aus der Literatur und der von der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg geführten Kollisionsoferkartei eine Betrachtung artspezifischer Kollisionshäufigkeiten durchgeführt (welche Art ist besonders kollisionsgefährdet?).

Im Hinblick auf Frage 2 wird dann in Kap. 8.6 ein Instrument zur Bewertung der artspezifischen Bedeutung einzelner Kollisionsverluste vorgeschlagen (was heißt nennenswert im Hinblick auf die Größe der Population sowie auf die Höhe natürlicher Verluste?). Vom Grundsatz her sind Kollisionsverluste bei solchen Vogelarten als besonders bedeutsam anzusehen, die durch eine niedrige Bestandsgröße, eine lange Lebensdauer bzw. eine geringe natürliche Mortalitätsrate sowie eine geringe Reproduktionsrate gekennzeichnet sind. Bei diesen Arten ist bereits bei einer niedrigen Zahl an potenziellen Kollisionsopfern von einem signifikant erhöhten Kollisionsrisiko auszugehen.

Weniger bedeutsam sind Kollisionsverluste im Gegenzug bei solchen Arten, die durch eine hohe Bestandsgröße, eine kurze Lebensdauer bzw. eine hohe natürliche Mortalitätsrate sowie eine hohe Reproduktionsrate gekennzeichnet sind. Bei solchen Arten ist dementsprechend erst bei einer höheren Zahl an potenziellen Kollisionsopfern von einem signifikant erhöhten Kollisionsrisiko auszugehen.

Grundsätzlich gilt es somit der unterschiedlichen Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber einer zusätzlichen anthropogenen Mortalität Rechnung zu tragen.

An dieser Stelle ist zunächst zu fragen, ob eine Differenzierung in Bezug auf das Erreichen eines signifikant erhöhten Kollisionsrisikos zwischen verschiedenen Vogelarten aus artenschutzrechtlicher Sicht überhaupt zulässig ist. Wie in Kap. 8.2 dargelegt, versteht sich das Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG individuenbezogen. In dem hier entwickelten Ansatz ist zwar ein Populationsbezug enthalten, dieser betrifft jedoch nur die Relation zwischen der Anzahl der bislang ermittelten Kollisionsopfer und der Bestandsgröße und dient als Maß für die generelle Kollisionsempfindlichkeit einer Art. Es soll hierdurch eine Beurteilungsgrundlage dafür geschaffen werden, ob in einem konkreten Planungsfall Individuen von Arten betroffen sind, die einem höheren oder

einem niedrigeren artspezifischen Kollisionsrisiko unterliegen. Es macht somit einen Unterschied, ob von einer WP-Planung zwei Individuen des Seeadlers oder zwei Individuen der Feldlerche betroffen sind. Dies wird allerdings von einigen Autoren verneint, die sich auf den grundsätzlichen Schutz aller europäischen Vogelarten in § 44 Abs. 1 BNatSchG berufen (SCHREIBER 2014). In diesem Zusammenhang sei auf das Urteil des OVG Magdeburg vom 16.05.2013 (2 L 106/10) verwiesen, wonach für einen Verstoß gegen das Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG die Zahl der potenziellen Opfer eine Größe überschreiten muss, die mit Rücksicht auf die Zahl der insgesamt vorhandenen Individuen einer Population sowie die Zahl der Individuen, die ohnehin regelmäßig dem allgemeinen Naturgeschehen, etwa als Beutetiere, zum Opfer fallen, überhaupt als nennenswert bezeichnet werden kann. Sie muss jedoch nicht so groß sein, dass sie sich bereits auf die Population als solche auswirkt (vgl. Kap. 8.2).

Das OVG Magdeburg hat sich zudem bereits konkret mit der Frage der Zulässigkeit unterschiedlicher Größenordnungen von Kollisionsopferzahlen im Hinblick auf die Einstufung der artenschutzrechtlichen Signifikanz bei verschiedenen Arten befasst (Urteil vom 13. 3. 2014 – 2 L 215/11 –):

„Ferner ist bei Fledermäusen in besonderem Maße zu beachten, dass die Zahl der Individuen, die von dem signifikant erhöhten Tötungsrisiko betroffen sind, über wenige Einzelexemplare hinausgehen muss. Bei lebensnaher Betrachtung ist nie völlig auszuschließen, dass einzelne Exemplare besonders geschützter Arten durch Kollisionen mit WEA bzw. deren Rotorblättern zu Schaden kommen können. Fledermäuse treten in Individuenzahlen auf, die die Zahl der Individuen anderer geschützter und kollisionsgefährdeter Tierarten, etwa des Rotmilans, um ein Vielfaches und damit in einem Maße übersteigt, das es rechtfertigt, insoweit von einer anderen Größenordnung zu sprechen.“

Hieraus ergibt sich, dass dieselbe Anzahl an zu erwartenden Kollisionsopfern bei Arten mit unterschiedlichen Populationsgrößen und unterschiedlichen natürlichen Mortalitätsraten im Hinblick auf das Erreichen eines signifikant erhöhten Kollisionsrisikos entsprechend unterschiedlich zu bewerten ist (vgl. DIERSCHKE & BERNOTAT 2013). Es folgt somit, dass z. B. beim Seeadler aufgrund seiner geringen Populationsgröße und seiner niedrigen natürlichen Mortalitätsrate die Signifikanzschwelle wesentlich früher erreicht wird als bei der Feldlerche. Anders gesagt: die notwendig zu fordernde „nennenswerte“ Zahl an zu Tode kommenden Individuen zum Erreichen der Signifikanzschwelle ist bei Arten wie Feldlerche oder Stockente deutlich höher als beim Seeadler.

Im Hinblick auf Frage 3 werden in Kap. 8 verhaltensbedingte Einflüsse auf die artenschutzrechtliche Bewertung diskutiert.

8.5 Artspezifische Kollisionsgefährdung von Vögeln in Deutschland

8.5.1 Brutvögel

8.5.1.1 Ergebnisse aus PROGRESS

Während der in PROGRESS durchgeführten systematischen Kollisionsopfersuchen während 55 WP-Saisons wurden 291 Kollisionsopfer aus 57 Arten gefunden. Bei der artspezifischen Fundzahl zeigten sich große Unterschiede: lediglich 15 Arten wiesen mind. 5 Funde auf, wohingegen 22 Arten nur mit einem Exemplar vertreten sind. Die höchsten Fundzahlen wiesen Ringeltaube, Stockente, Mäusebussard, Lachmöwe und Star auf (Kap. 2). Die Schätzung der tatsächlichen Kollisionszahlen nach Berücksichtigung der notwendigen Korrekturfaktoren und unterschiedlichen Fundwahrscheinlichkeiten ergab hingegen, dass für die Feldlerche von den bei weitem höchsten Kollisionszahlen ausgegangen werden muss, gefolgt von Star, Stockente, Ringeltaube und Mäusebussard. Bedingt durch die küstennahe Lage vieler Untersuchungsgebiete machten die Artengruppen Möwen und Limikolen ebenfalls einen hohen Anteil aus (Kap. 3).

Es zeigt sich somit, dass in den Untersuchungsgebieten von PROGRESS vorrangig solche Arten höhere Kollisionsopfer aufweisen, die auch besonders häufig vorkommen. Demgegenüber steht jedoch eine Reihe von Arten, die in der norddeutschen Tiefebene ebenfalls in großen Beständen auftreten, in der Fundliste von PROGRESS jedoch nicht oder nur mit sehr niedrigen Fundzahlen auftreten. Beispiele hierfür sind unter den Brutvögeln Krähen und Hühnervogel sowie unter den Gastvögeln Gänse, Kraniche und Schwäne (vgl. Kap. 8.5.2).

Eine Gegenüberstellung der Betroffenheit verschiedener Vogelarten durch Kollisionen an WEA kann jedoch nicht allein auf der Basis der absoluten Kollisionsopferzahlen durchgeführt werden. Erforderlich ist vielmehr eine Relation zur Bestandsgröße, da für seltenere Arten die Wahrscheinlichkeit eines Vorkommens im Gefahrenbereich von WEA deutlich geringer ist als für häufige Arten. Erst hierdurch ist eine entsprechende Vergleichbarkeit gegeben. In Ermangelung von konkreten Bestandszahlen für die 46 in PROGRESS untersuchten WP wird die Bestandsgröße in den vier Bundesländern NI, SH, MV und BB des deutschen Brutvogelatlas (GEDEON et al. 2015) als Vergleich herangezogen.

Der Rotmilan ist in Relation zum Brutbestand eine von Kollisionen stärker betroffene Art, zumal sämtliche Funde aus dem Frühjahr stammen. Beim Kiebitz erfolgten hingegen 3/4 der Funde aus dem Herbst, d. h. die Betroffenheit des Brutbestandes ist deutlich geringer als die ermittelte Relation nahelegt. Demgegenüber steht die Ringeltaube, die unter den betrachteten Arten in Relation zu ihrem Brutbestand am wenigsten von Kollisionen an WEA betroffen ist, zumal ca. 1/3 der Funde aus dem Herbst stammen. Beim Vergleich von Mäusebussard und Feldlerche zeigt sich, dass letztere in Relation zum Brutbestand in deutlich geringerem Maß betroffen ist, obwohl für sie die höchste Anzahl an Kollisionsopfer geschätzt wurde.

Insgesamt ergibt sich hieraus, dass bei systematischen Kollisionsopfersuchen unter Berücksichtigung der notwendigen Korrekturfaktoren die höchsten Kollisionsopferzahlen bei besonders häufigen Vogelarten ermittelt werden. In Relation zum Brutbestand zeigt sich jedoch aus den PROGRESS-Daten die höchste Betroffenheit bei den Greifvogelarten Rotmilan und Mäusebussard.

Auffällig ist das Ergebnis für die Stockente, die im Verhältnis zum Brutbestand in gleicher Weise betroffen ist wie der Turmfalke.

Tab. 8.1 Gegenüberstellung der geschätzten Kollisionsopferzahlen aus PROGRESS mit den Brutbeständen der vier in PROGRESS bearbeiteten Bundesländer (NI, SH, MV und BB) unter Einbeziehung saisonaler Unterschiede.

| Art | Geschätzte Kollisionsopfer in PROGRESS (Min-Max) | Bestandsgröße in den PROGRESS-Bundesländern (Brutpaare) | Relation geschätzte Kollisionsopfer zu Min. Brutpaarzahl | Prozentuale Verteilung der realen Funde Frühjahr (F) – Herbst (H) |
|------------------|--|---|--|---|
| Feldlerche | 291 (124-554) | 682.500 | 1 : 2.345 | F: 90 H: 10 |
| Star | 185 (88-324) | 1.077.000 | 1 : 5.821 | F: 53 H: 47 |
| Stockente | 116 (72-180) | 127.500 | 1 : 1.099 | F: 69 H: 31 |
| Ringeltaube | 101 (58-157) | 1.265.000 | 1 : 12.525 | F: 66 H: 34 |
| Mäusebussard | 76 (42-124) | 32.800 | 1 : 432 | F: 64 H: 36 |
| Kiebitz | 70 (34-122) | 49.000 | 1 : 700 | F: 25 H: 75 |
| Goldregenpfeifer | 34 (13-70) | Als Brutvogel nicht betroffen | --- | H: 100 |
| Rotmilan | 26 (7-61) | 4.665 | 1 : 179 | F: 100 |
| Turmfalke | 25 (7-54) | 13.850 | 1 : 554 | F: 59 H: 41 |

8.5.1.2 VSW-Liste

Im Gegensatz zu den durch systematische Suchen ermittelten Ergebnissen von PROGRESS stellt die Kollisionsopferkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte Brandenburg („VSW-Liste“) eine Zusammenstellung von Kollisionsopferfunden seit 2002 dar, die auf methodisch sehr heterogene Weise zustande gekommen sind. 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 Abtrage durch Beutegreifer, s. Kap. 3). Diese Korrekturfaktoren sind jedoch standortspezifisch sehr unterschiedlich und hängen zudem stark vom verwendeten Untersuchungsdesign ab (flächige oder Transekt-Suche, Größe des Suchintervalls usw.). Eine Übertragung von Korrekturfaktoren z. B. aus PROGRESS auf die sehr heterogenen Funddaten in der VSW-Liste ist somit methodisch mit sehr großen Unsicherheiten behaftet. Zudem ist ein Großteil der Funde in der VSW-Liste als Zufallsfund anzusehen, so dass die entsprechenden Fundzahlen nicht durch systematische Suchen hinterlegt sind.

Es kann daher an dieser Stelle keine Gewichtung der Fundzahlen innerhalb der VSW-Liste vorgenommen werden, wodurch eine vergleichende Betrachtung wie im vorigen Kapitel erschwert wird. Für diejenigen Arten, für die in PROGRESS keine Schätzung der Kollisionsopferzahlen erfolg-



te, wird nachfolgend anhand der VSW-Liste eine Relation zu den Brutbestandsgrößen durchgeführt. Ausgeschlossen werden dabei solche Arten, die als Gastvögel in deutlich größeren Beständen auftreten oder gemäß den Angaben zum Fundzeitpunkt in der VSW-Liste zum größten Teil nur als Gastvögel bzw. auf dem Durchzug betroffen sind (z. B. Kranich, Blässgans, Möwen, Schwalben, Drosseln, Goldhähnchen). Zudem werden nur Arten betrachtet, für die mind. 4 Funde vorliegen.

Unter Berücksichtigung der genannten methodischen Einschränkungen wird aus der Relation der bekannt gewordenen Kollisionsopfer zur Größe des Brutbestands zumindest 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. Wespenbussard und Habicht für die ebenfalls von einer weitgehend vergleichbaren Fund- und Meldewahrscheinlichkeit ausgegangen werden kann – weisen zwar dieselbe Anzahl an Kollisionsopfern auf, in Relation zur Bestandsgröße ist jedoch der Wespenbussard gemäß dieser Betrachtung knapp dreimal häufiger betroffen als der Habicht.

Im Vergleich zu den genannten Greif- und Großvogelarten wird deutlich, dass sich die Kollisionsverluste von kleineren Vogelarten im Verhältnis zu ihren Bestandsgrößen in deutlich geringeren Größenordnungen bewegen. Auf eine Berechnung der entsprechenden Relation wird in Tab. 8.2 verzichtet, da den Fundzahlen dieser Arten ein wesentlich höherer Korrekturbedarf zuzuschreiben ist. Der Unterschied der Relation zur Bestandsgröße im Vergleich zu den vorgenannten Greif- und Großvögeln ist jedoch eklatant. Es ist zwar davon auszugehen, dass die absolute Zahl an Kollisionsopfern bei manchen Kleinvo gelarten deutlich höher ist als bei Greif- und Großvögeln. Die Ergebnisse aus PROGRESS haben dies für Feldlerche und Star zeigen können. Dennoch ist auch innerhalb der PROGRESS-Ergebnisse zu erkennen, dass in Relation zur Bestandsgröße Greifvögel stärker betroffen sind als Singvögel (Tab. 8.2). Dieses kann entsprechend auf die VSW-Liste übertragen werden.

Tab. 8.2 Gegenüberstellung von Kollisionsopferfunden aus der VSW-Liste und den nationalen Brutbestandsgrößen.

| Artname | Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015) | Bestandsgröße (Paare) Deutschland. | Relation Kollisionsopfer zu Min. Brutpaarzahl (beispielhaft) |
|--------------|---|------------------------------------|--|
| Seeadler | 108 | 628 - 643 | 1 : 6 |
| Mauersegler | 92 | 215.000 - 395.000 | |
| Weißstorch | 45 | 4.200 - 4.600 | 1 : 93 |
| Goldammer | 29 | 1.250.000 - 1.850.000 | |
| Schwarzmilan | 28 | 6.000 - 9.000 | 1 : 214 |
| Graumammer | 28 | 25.000 - 44.000 | 1 : 893 |
| Kolkrabe | 24 | 15.500 - 22.000 | 1 : 646 |
| Neuntöter | 19 | 91.000 - 160.000 | |
| Rohrweihe | 18 | 7.500 - 10.000 | 1 : 417 |

| Artname | Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015) | Bestandsgröße (Paare) Deutschland. | Relation Kollisionsopfer zu Min. Brutpaarzahl (beispielhaft) |
|-----------------|---|------------------------------------|--|
| Höckerschwan | 18 | 11.500 - 16.000 | 1 : 639 |
| Sperber | 17 | 22.000 - 34.000 | 1 : 1.294 |
| Fischadler | 16 | 550 | 1 : 34 |
| Uhu | 16 | 2.100 - 2.500 | 1 : 131 |
| Feldsperling | 14 | 800.000 - 1.200.000 | |
| Buchfink | 13 | 7.400.000 - 8.900.000 | |
| Graureiher | 11 | 24.000 - 30.000 | 1 : 2.182 |
| Wanderfalke | 10 | 1.000 - 1.200 | 1 : 100 |
| Baumfalke | 10 | 5.000 - 6.500 | 1 : 500 |
| Schleiereule | 9 | 16.500 - 29.000 | 1 : 1.833 |
| Waldohreule | 8 | 26.000 - 43.000 | 1 : 3.250 |
| Graugans | 8 | 26.000 - 37.000 | |
| Blessralle | 8 | 66.000 - 115.000 | |
| Grünfink | 8 | 1.650.000 - 2.350.000 | |
| Hohltaube | 8 | 49.000 - 82.000 | |
| Bachstelze | 8 | 500.000 - 720.000 | |
| Wespenbussard | 7 | 4.300 - 6.000 | 1 : 614 |
| Habicht | 7 | 11.500 - 16.500 | 1 : 1.642 |
| Eichelhäher | 7 | 495.000 - 670.000 | |
| Blaumeise | 7 | 2.850.000 - 4.250.000 | |
| Saatkrähe | 6 | 80.000 - 89.000 | |
| Schafstelze | 6 | 98.000 - 185.000 | |
| Mönchsgrasmücke | 6 | 3.300.000 - 4.350.000 | |
| Kohlmeise | 6 | 5.200.000 - 6.450.000 | |
| Waldschnepfe | 5 | 20.000 - 39.000 | |
| Krickente | 5 | 4.200 - 6.500 | |
| Heidelerche | 5 | 32.000 - 55.000 | |
| Baumpieper | 5 | 250.000 - 355.000 | |
| Schreiadler | 4 | 104 - 111 | 1 : 26 |
| Kormoran | 4 | 22.000 - 26.000 | |
| Kernbeißer | 4 | 210.000 - 370.000 | |
| Trauerschnäpper | 4 | 70.000 - 135.000 | |
| Uferschwalbe | 4 | 105.000 - 165.000 | |

8.5.1.3 Fazit

Der Vergleich der Ergebnisse aus PROGRESS mit den Daten der VSW-Liste zeigt, dass besonders häufige Arten wie Feldlerche, Star, Stockente und Ringeltaube unter Berücksichtigung der notwendigen Korrekturfaktoren hinsichtlich der absoluten Zahlen in der VSW-Liste unterrepräsentiert sind (Kap. 2, Kap. 3). Stellt man jedoch den notwendigen Bezug zur Bestandsgröße her, aus der sich die Kollisionsoffer speisen, wird aus beiden Ansätzen deutlich, dass Groß- und Greifvögel überproportional häufig von Kollisionen an WEA betroffen sind. Die PROGRESS-Daten weisen auf die besondere Betroffenheit des Mäusebussards hin, die VSW-Liste darüber hinaus auf die drei Adler sowie auf weitere Arten. Dies steht in Übereinstimmung mit dem derzeitigen Kenntnisstand (GOVE et al. 2013, MARQUES et al. 2014, SCHUSTER et al. 2015, Kap. 8.3.2.).

8.5.2 Gastvögel

Die Ergebnisse aus PROGRESS zeigen in Übereinstimmung mit der Literatur, dass Kraniche, Gänse und Schwäne als Gastvögel aufgrund ihres spezifischen Meide- und Ausweichverhaltens nicht oder nur in sehr geringem Maße von Kollisionen an WEA betroffen sind (Kap. 2, Kap. 4). Dies spiegelt sich auch in den geringen Fundzahlen für diese Arten in der VSW-Liste wider, insbesondere angesichts der Zahl von ca. 1,2 Mio. jährlich in Deutschland rastenden und/oder überwinterten Gänsen (ca. 450.000 Blässgänse, ca. 450.000 Saatgänse, ca. 130.000 Graugänse, ca. 200.000 Weißwangengänse, KRUCKENBERG et al. 2013). DOUSE (2013) kommt mit einem Überblick über den vorhandenen Kenntnisstand zum Verhalten von Gänsen gegenüber WEA zu demselben Ergebnis.

Dies gilt jedoch nicht für Limikolen und Möwen, die zumindest in kleinen Trupps ein weniger ausgeprägtes Meideverhalten gegenüber WEA zeigen und WP auch zur Nahrungssuche nutzen bzw. diese durchfliegen (Kap. 4). Bereits in früheren Studien, die mit vergleichbarer Methode wie in PROGRESS durchgeführt wurden, zeigte sich, dass bei diesen Artengruppen, die in Trupps innerhalb von WP auftreten, immer wieder Kollisionsoffer festgestellt werden (GRÜNKORN et al. 2009, BIOCONSULT SH & ARSU 2010). In PROGRESS wurde die Anzahl der kollidierten Möwen und Limikolen im Untersuchungszeitraum auf jeweils ca. 100 geschätzt, die sich nicht nur entlang der Küsten konzentrierten, sondern auch Binnenlandstandorten auftraten (Kap. 3).

8.6 Bewertung der artspezifischen Bedeutung von Kollisionsverlusten

In der Rechtsprechung ist anerkannt, dass für das Eintreten eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos artspezifisch unterschiedliche Individuenzahlen betroffen sein können (Kap. 8.4 und Kap. 8.2). Maßgebliche Beurteilungskriterien hierfür sind die Größe der Population und die natürliche Mortalitätsrate. Dabei ist zu betonen, dass hierdurch nicht ein Populationsansatz anstelle des notwendigen individuenbezogenen Ansatzes eingeführt wird. Der Verbotstatbestand wird nicht erst erfüllt, wenn es zu einem tötungsbedingten Populationsrückgang kommt. Es wird vielmehr im Einklang mit der Rechtsprechung der Verlust einzelner Individuen dahingehend bewertet, wie bedeutend dieser für die betroffene Population ist und wie schnell dieser Verlust wieder ausgeglichen werden kann. So hat der vorzeitige Tod eines eigentlich langlebigen Individuums bei kleinem und noch dazu stark abnehmendem Bestand einen wesentlich größeren Einfluss als der eines kurzlebigen Tieres, das aufgrund großer Population und starker Zunahme schnell und leicht ersetzbar ist. Als Bewertungsinstrument wird hierfür der Populationsbiologische Sensitivitätsindex (PSI) von DIERSCHKE & BERNOTAT (2012) verwendet. Dieser Index wird aus einer Aggregation von sieben Parametern/Indikatoren anhand der Kriterien Mortalität, Reproduktion, Populationsgröße und Populationsentwicklung gebildet (Abb. 8.1). Ein Index-Wert von 1 charakterisiert die höchste populationsbiologische Sensitivität.

Auch die aktuellen Hinweise zur Bewertung und Vermeidung von Beeinträchtigungen von Vogelarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für WEA aus Baden-Württemberg verwenden den PSI als Kriterium zur Bewertung der Eingriffssensibilität (LUBW 2015).

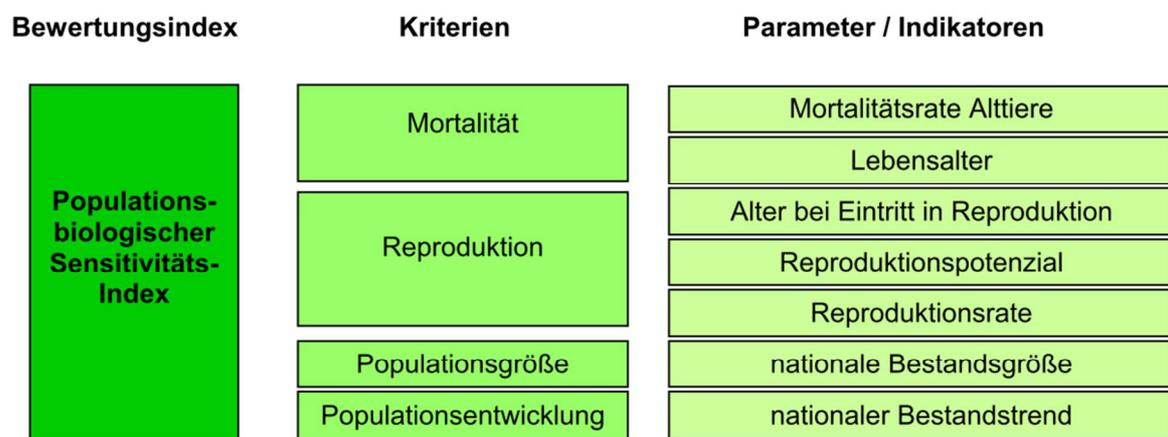


Abb. 8.1 Aggregation der Parameter zu einem Populationsbiologischen Sensitivitäts-Index (DIERSCHKE & BERNOTAT 2012).

Im Überblick wird deutlich, dass Groß- und Greifvogelarten durch eine hohe populationsbiologische Sensitivität gekennzeichnet sind, wohingegen kleinere Arten und Singvögel diesbezüglich eine niedrige Sensitivität aufweisen. In Verknüpfung mit den Ergebnissen aus Kap. 8.5.1 bedeutet dies, dass für Arten, die in Relation zu ihrer Bestandsgröße häufiger mit WEA kollidieren, diese Verluste auch eine relativ höhere Bedeutung für die Population haben. Bemerkenswert ist die hohe Einstufung der Sensitivität gegenüber Individuenverlusten von Wespenbussard, Mauersegler und Kiebitz. Rotmilan und Mäusebussard weisen eine etwas niedrigere Einstufung auf, während

ihre Kollisionsverluste insgesamt bereits eine Größenordnung erreichen, die sich auf der Grundlage der Ergebnisse von PROGRESS bereits auf die Populationsentwicklung auswirken kann (Kap. 6).

Arten, für die nach den Ergebnissen von PROGRESS von den höchsten absoluten Kollisionsopferzahlen ausgegangen werden muss (z. B. Feldlerche, Star, Ringeltaube, Stockente, vgl. Kap. 8.5.1.1), weisen hingegen eine niedrige populationsbiologische Sensitivität auf.

Tab. 8.3 Populationsbiologischer Sensitivitätsindex aus DIERSCHKE & BERNOTAT (2012).

| Artname | Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015) | Bestandsgröße (Paare) Deutschland. | PSI |
|---------------|---|------------------------------------|-----|
| Schreiadler | 4 | 104 - 111 | 1,5 |
| Wespenbussard | 7 | 4.300 - 6.000 | 2,5 |
| Seeadler | 108 | 628 - 643 | 2,5 |
| Mauersegler | 92 | 215.000 - 395.000 | 2,7 |
| Weißstorch | 45 | 4.200 - 4.600 | 2,7 |
| Fischadler | 16 | 550 | 2,8 |
| Kiebitz | 18 | 63.000 - 100.000 | 2,8 |
| Rotmilan | 270 | 12.000 - 18.000 | 3,0 |
| Uhu | 16 | 2.100 - 2.500 | 3,1 |
| Wiesenweihe | 2 | 470 - 550 | 3,1 |
| Schwarzmilan | 28 | 6.000 - 9.000 | 3,1 |
| Mäusebussard | 332 | 80.000 - 135.000 | 3,1 |
| Habicht | 7 | 11.500 - 16.500 | 3,3 |
| Wanderfalke | 10 | 1.000 - 1.200 | 3,3 |
| Rohrdommel | 2 | 950 - 1.100 | 3,3 |
| Kolkrabe | 24 | 15.500 - 22.000 | 3,5 |
| Graureiher | 11 | 24.000 - 30.000 | 3,5 |
| Kormoran | 4 | 22.000 - 26.000 | 3,5 |
| Baumfalke | 10 | 5.000 - 6.500 | 3,5 |
| Rohrweihe | 18 | 7.500 - 10.000 | 3,5 |
| Schwarzstorch | 2 | 650 - 750 | 3,5 |
| Saatkrähe | 6 | 80.000 - 89.000 | 3,5 |
| Höckerschwan | 18 | 11.500 - 16.000 | 3,6 |
| Kernbeißer | 4 | 210.000 - 370.000 | 3,8 |
| Waldohreule | 8 | 26.000 - 43.000 | 3,8 |
| Waldschnepfe | 5 | 20.000 - 39.000 | 3,8 |
| Graugans | 8 | 26.000 - 37.000 | 4,0 |
| Eichelhäher | 7 | 495.000 - 670.000 | 4,2 |
| Krickente | 5 | 4.200 - 6.500 | 4,2 |
| Blessralle | 8 | 66.000 - 115.000 | 4,2 |
| Grauammer | 28 | 25.000 - 44.000 | 4,3 |
| Sperber | 17 | 22.000 - 34.000 | 4,3 |
| Turmfalke | 66 | 44.000 - 74.000 | 4,3 |
| Feldlerche | 83 | 1.300.000 - 2.000.000 | 4,5 |

| Artname | Vogelverluste an WEA in Deutschland (Stand Juni 2015) | Bestandsgröße (Paare) Deutschland. | PSI |
|----------------|---|------------------------------------|-----|
| Stockente | 133 | 190.000 - 345.000 | 4,5 |
| Heidelerche | 5 | 32.000 - 55.000 | 4,5 |
| Neuntöter | 19 | 91.000 - 160.000 | 4,5 |
| Ringeltaube | 114 | 2.600.000 - 3.100.000 | 4,6 |
| Baumpieper | 5 | 250.000 - 355.000 | 4,7 |
| Buchfink | 13 | 7.400.000 - 8.900.000 | 4,7 |
| Goldammer | 29 | 1.250.000 - 1.850.000 | 4,8 |
| Star | 83 | 2.950.000 - 4.050.000 | 4,8 |
| Schafstelze | 6 | 98.000 - 185.000 | 4,8 |
| Grünfink | 8 | 1.650.000 - 2.350.000 | 5,0 |
| Hohltaube | 8 | 49.000 - 82.000 | 5,0 |
| Mönchsrasmücke | 6 | 3.300.000 - 4.350.000 | 5,0 |
| Schleiereule | 9 | 16.500- 29.000 | 5,1 |
| Rotkehlchen | 25 | 3.200.000- 4.100.000 | 5,2 |
| Bachstelze | 8 | 500.000- 720.000 | 5,2 |
| Feldsperling | 14 | 800.000- 1.200.000 | 5,2 |
| Uferschwalbe | 4 | 105.000- 165.000 | 5,3 |
| Blaumeise | 7 | 2.850.000- 4.250.000 | 5,3 |
| Kohlmeise | 6 | 5.200.000- 6.450.000 | 5,3 |

8.7 Hinweise zur Bestandserfassung

8.7.1 Grundsätze

In Kap. 8.5 und Kap. 8.6 wurde gezeigt, dass hinsichtlich der Betroffenheit durch Kollisionen an WEA sowie der Bedeutung zusätzlicher anthropogener Mortalität deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Vogelarten bestehen. In gleicher Weise bestehen entsprechende Unterschiede hinsichtlich der Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber den Scheuch- und Vertreibungswirkungen von WEA (HÖTKER et al. 2004, REICHENBACH et al. 2004, GOVE et al. 2013, SCHUSTER et al. 2015). Dementsprechend ist es sinnvoll, den i. d. R. nicht unerheblichen Erfassungsaufwand im Vorfeld einer Windenergieplanung als Grundlage der artenschutzrechtlichen Prüfung auf diese empfindlichen Arten zu fokussieren. Dies wird auch von GOVE et al. (2013) betont:

“Verträglichkeitsprüfungen sollten sich auf diejenigen Arten und Habitate fokussieren, für die Beeinträchtigungen durch einen geplanten WP zu erwarten sind. Dies kann durch einen effektiven Scoping-Prozess gewährleistet werden, der die Identifizierung der für die Bestandserfassung und Verträglichkeitsprüfung wesentlichen Arten und Habitate zum Ziel haben soll. Hierdurch sollen Gutachten vermieden werden, die lediglich das vorhandene Arteninventar auflisten und in großer Länge nicht oder nur wenig relevante Aspekte beschreiben. Eine Fokussierung auf die wesentlichen betroffenen Arten und Habitate trägt zu einer Verschlankung der Planungsunterlagen bei und versetzt die Entscheidungsträger in die Lage, sich auf die zentralen Aspekte zu konzentrieren. Zudem wird hierdurch erleichtert, trotz ggf. begrenzter Ressourcen qualitativ hochwertige Daten und Entscheidungsgrundlagen zu generieren“ (GOVE et al. 2013, S. 42/43).

Diese Grundsätze finden auch bereits in einigen Leitfäden und Empfehlungen der Bundesländer Ausdruck. So wird in Baden-Württemberg ausdrücklich zwischen windkraftempfindlichen und nicht windkraftempfindlichen Arten unterschieden. Letztere müssen nur für den immissionschutzrechtlichen Antrag in einem Umkreis von 75 m um die baulich betroffenen Flächen erfasst werden und zwar im Hinblick auf die Betroffenheit von Fortpflanzungsstätten. Alle weitergehenden Erfassungen, auch auf Ebene der Bauleitplanung, zielen nur auf die windkraftempfindlichen Vogelarten ab (LUBW 2012).

In entsprechender Weise wurden auch für Rheinland-Pfalz die fachlichen Anforderungen an den Untersuchungsumfang ausdrücklich für „gegenüber Windenergieanlagen störungsempfindliche bzw. kollisionsgefährdete Vogelarten“ formuliert (RICHARZ et al. 2012).

Nordrhein-Westfalen betont die Erforderlichkeit von Daten, denen sich in Bezug auf das Vorhabengebiet die Häufigkeit und Verteilung der betroffenen Arten sowie deren Lebensstätten entnehmen lassen. Die verpflichtet den Antragsteller jedoch nicht, ein lückenloses Arteninventar zu erstellen. Methodik und Untersuchungstiefe unterliegen dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit und hängen maßgeblich von den naturräumlichen Gegebenheiten und den zu erwartenden Beeinträchtigungen ab. Je bedeutender ein Artvorkommen und je gravierender die zu erwartenden Beeinträchtigungen sind, desto größer kann der Untersuchungsaufwand ausfallen (MKULNV & LANUV 2013). Die methodischen Empfehlungen beziehen sich ausdrücklich auf die Bestandserfassung von WEA-empfindlichen Arten.

Von der Rechtsprechung wird nicht grundsätzlich ausgeschlossen, dass WEA auch innerhalb der Abstandsempfehlungen von LAG-VSW (2007) bzw. LAG VSW (2015) errichtet werden können (siehe Kap. 8.2). Es ist in solchen Fällen jedoch ein erhöhter Aufwand erforderlich, um die Regelfallvermutung einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos innerhalb der Abstandsempfehlungen für den konkreten Einzelfall widerlegen zu können. Entsprechende Differenzierungen des erforderlichen methodischen Aufwands werden in Schleswig-Holstein in Bezug auf den Abstand eines geplanten WP zum nächsten Seeadlernest getroffen (MELUR & LLUR 2013).

8.7.2 Methodik

Raumnutzungsbeobachtungen

Zur Beurteilung eines etwaigen Kollisionsrisikos für Vogelarten mit großen Raumansprüchen ist die Kenntnis der Lage des Brutplatzes in Relation zum geplanten WP alleine nicht ausreichend. Erforderlich sind zusätzlich Daten zu bevorzugten Flugwegen und Aktionsräumen, da sich diese durchaus nicht kreisförmig um den Brutplatz erstrecken. Die alleinige Anwendung von radialen Abstandsempfehlungen zum Brutplatz kann somit zweierlei Folgen haben:

- Flächen innerhalb der Abstandsempfehlung werden von WEA freigehalten, obwohl sie keine besondere Bedeutung für das betreffende Brutpaar aufweisen.
- Flächen außerhalb der Abstandsempfehlung werden mit WEA bebaut, obwohl dort .z. B. häufig frequentierte Flugwege zu einem weiter entfernten Nahrungsgebiet verlaufen.

Der biologische Hintergrund bei der Steuerung über Abstandsempfehlungen bzw. Prüfbereiche ist, dass die Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Brutvögeln vor allem zur Brutzeit in der Nähe des Brutplatzes – alleine schon aus geometrischen Gründen – am höchsten ist.

Zur Erfassung der verschiedenen Funktionsräume und –beziehungen und der mögliche Beeinträchtigungen durch einen geplanten WP ist eine sog. Raumnutzungsanalyse erforderlich. Diese basiert im Wesentlichen auf der Methode der Vantage Point Watches, bei der von festen Beobachtungspunkten die entsprechenden Flugbewegungen standardisiert erfasst werden. Eine ausführliche methodische Anleitung dieser in Schottland entwickelten Methode findet sich bei SNH (2014), eine umfangreiche Anwendung am Schwarzstorch wird bei ROHDE (2009) beschrieben.

Raumnutzungsbeobachtungen zur einzelfallweisen Anpassung bzw. Überprüfung der radialen Abstandsempfehlungen machen allerdings nur dann Sinn, wenn von einer weitgehenden Konstanz der Lage des jeweiligen Brutplatzes in Relation zum geplanten WP ausgegangen werden kann. Die Aussagekraft von Raumnutzungsdaten, insbesondere deren zeitliche Belastbarkeit, ist somit von der Brutplatztreue der jeweiligen Art abhängig. So kann z. B. bei See- und Fischadler sowie beim Weißstorch von einer relativ hohen Konstanz von Brutplätzen ausgegangen werden. Bei einer ganzen Reihe von kollisionsgefährdeten Arten ist jedoch eine wesentlich größere Dynamik in der räumlichen Verteilung von Brutplätzen gegeben, so dass brutplatzbezogene Raumnutzungsdaten bei solchen Arten relativ schnell an Validität verlieren können (siehe artspezifische Hinweise in Kap. 8.8.2). Andererseits können sich auch bei brutplatztreuen Arten wie dem Schreiadler die Raumnutzungsmuster in Abhängigkeit von der Nahrungsverfügbarkeit von Jahr zu Jahr ändern (LANGGEMACH & MEYBURG 2011). Zudem geben Raumnutzungsbeobachtungen keine Aussage über

die Kollisionsgefährdung von Brutpaaren, die sich nach der Erfassungsperiode oder sogar erst nach Errichtung des WP in dessen Nähe ansiedeln. Letzteres dürfte angesichts der natürlichen Dynamik in der räumlichen Verteilung von Brutplätzen sowie der Bestandsanstiege und Arealausweitungen bei einigen relevanten Arten aufgrund einer der Betriebsdauer eines WP (ca. 20-25 Jahre) ein häufig auftretender Fall sein.

Mögliche Folgen dieser immanenten Unsicherheit ökologischer Daten (MASDEN et al. 2015) für die Bewältigung der artenschutzrechtlichen Anforderungen werden in den nachfolgenden Kapiteln diskutiert.

Wird unter Berücksichtigung der artspezifischen Einschränkungen bzw. Variabilitäten eine Raumnutzungsanalyse durchgeführt, sind folgende Aspekte von Bedeutung:

- Berücksichtigung bereits vorliegender Daten.
- Potenzialanalyse der Hauptnahrungsgebiete und Flugkorridore im potenziellen Gefährdungsbereich anhand der Landschaftsstruktur.
- Durchführung der Dauerbeobachtung während der gesamten Brutzeit bzw. der Anwesenheitszeiten im Jahreslauf im potenziellen Gefährdungsbereich.
- Sofern Angaben zur Flughöhe gemacht werden, sollten drei Höhenklassen unterschieden werden (z. B. deutlich unterhalb, möglicherweise innerhalb bzw. deutlich oberhalb der Rotorreichweite der geplanten Anlagen – plus ggf. ein Puffer, falls sich der Anlagentyp bzw. die Nabenhöhe im Zuge der Planung ändert). Zur Eichung der Höhenschätzungen bei mehreren Bearbeitern bzw. zur Ermittlung des Fehlerintervalls können standardisierte Experimente mit einem Multikopter hilfreich sein (Kap. 4.3.6).
- In den kartographischen Darstellungen werden üblicherweise alle erfassten Flugbewegungen einzeln digitalisiert. Anschaulichere bzw. einer statistischen Analyse zugängliche Darstellungen sind über sogenannte Heat Maps und Hot Spot Maps⁸ möglich (Abb. 8.2). Auch ein aktueller Leitfaden aus Baden-Württemberg empfiehlt eine rasterbasierte Auswertung und Darstellung (LUBW 2015).
- Herstellung von Bezügen des festgestellten Raumnutzungsmusters zu Landschaftsparametern wie z. B. Wäldern, Gewässern, Grünlandverteilung und landwirtschaftliche Nutzung und Abschätzung der räumlich-zeitlichen Variabilität.

⁸ Zugriff am 30.07.2015

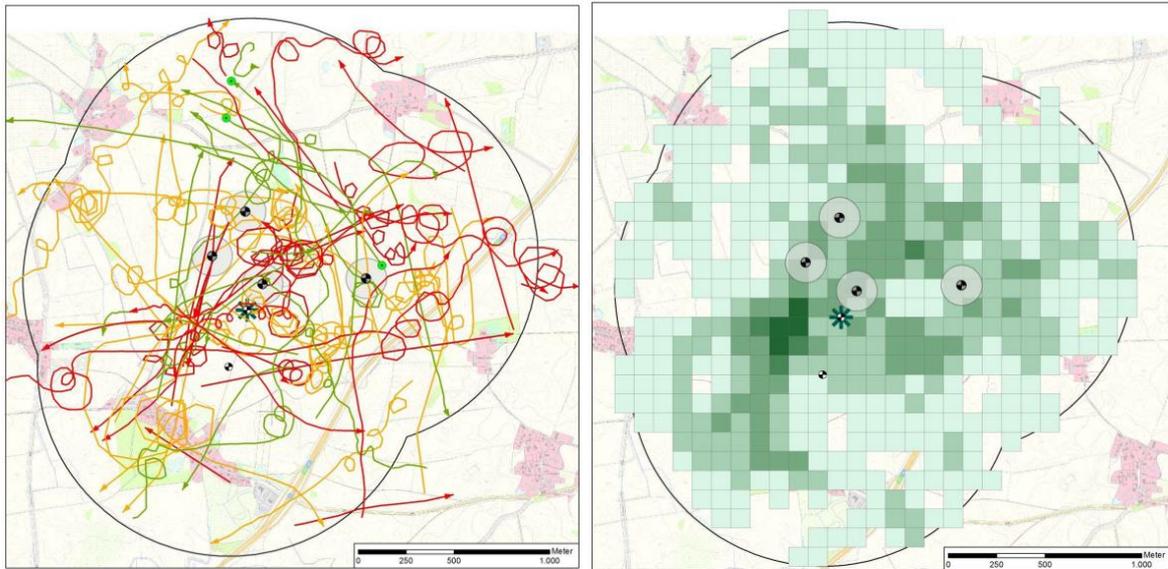


Abb. 8.2 Beispiel der Darstellung digitalisierter Flugbewegungen (eigene Daten).

Der methodische Aufwand für die Raumnutzungsanalyse ist abhängig von der Entfernung des geplanten WP von dem jeweiligen Brutplatz. Soll ein WP innerhalb der einschlägigen Empfehlungen für Mindestabstände geplant werden, ist ein höherer Untersuchungsaufwand erforderlich, da die Wahrscheinlichkeit für eine Beeinträchtigung entsprechend höher ist. Eine solches gestuftes Vorgehen in Abhängigkeit von der Entfernung ist in Deutschland durch die Definition zweier verschiedener Prüfradien bereits Praxis (LAG-VSW 2007, MELUR & LLUR 2013, LAG VSW 2015). Die Methode der Raumnutzungsbeobachtungen ist inzwischen auch Bestandteil der Leitfäden einiger Bundesländer wie z. B. in Baden-Württemberg, Schleswig-Holstein oder Niedersachsen (LUBW 2012, MELUR & LLUR 2013, NLT 2014). Der anzuwendende zeitliche Aufwand ist in den genannten Leitfäden in Form von Mindest-Beobachtungsstunden vorgegeben. Statistische Power-Analysen könnten als methodisches Instrument verwendet werden, um in Abhängigkeit von vorgegebenen bzw. akzeptierten Unsicherheitsniveaus eine Bestimmung des erforderlichen Untersuchungsaufwandes bzw. der in den Daten enthaltenden Variabilität vorzunehmen (DOUGLAS et al. 2012, siehe auch Kap. 5.4.2.4).

Die Methode der Erfassung von Flugbewegungen von festen Beobachtungspunkten aus wurde auch in PROGRESS verwendet (Kap. 4.3.1). Im Ergebnis zeigte sich jedoch, dass kein signifikanter Zusammenhang zwischen der auf diese Weise ermittelten Flugaktivität und der ermittelten Anzahl an Kollisionsopfern festgestellt werden konnte (Kap. 3). Qualitativ ist jedoch davon auszugehen, dass Bereiche mit hoher Flugaktivität in Verbindung mit bestimmten Verhaltensweisen, die zu einer vermehrten Aufenthaltsdauer in Rotorhöhe führen, zu einem prinzipiell erhöhten Kollisionsrisiko führen, auch wenn ein quantitativer Zusammenhang statistisch in PROGRESS nicht nachgewiesen werden konnte (Kap. 8.3.1). Insofern ist die Methode der Raumnutzungsbeobachtungen prinzipiell geeignet, Informationen zu liefern, die eine Grundlage für die artenschutzrechtliche Bewertung in Bezug auf eine signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos bilden. Zu berücksichtigen ist dabei jedoch die raum-zeitliche Variabilität von Raumnutzungsmustern sowie der Grundsatz, dass aus den Daten keine quantitativen Schwellen für das Kollisionsrisiko abgeleitet werden können („don't rely just on numbers“).

Revierkartierung

Bei der Bestandserfassung ist zu berücksichtigen, dass einige als kollisionsgefährdet identifizierte Arten erhöhte Anforderungen an die Kartierung stellen und bei „Standardkartierungen“ gemäß den Empfehlungen mehrerer Leitfäden der Bundesländer (i. d. R. zehn Termine) nicht im erforderlichen Umfang mit abgedeckt sind. Dies beginnt jahreszeitlich beim Uhu im Februar und endet bei Baumfalke und Wespenbussard Anfang August. Die Brutvogelbestandsaufnahme sollte daher zur Abdeckung des gesamten relevanten Artenspektrums i. d. R. mind. 12 Bestandserfassungen auf der gesamten Fläche umfassen. Darin sollten möglichst vier Abend- bzw. Nachtkartierungen enthalten sein, um sowohl bei Eulen als auch bei jahreszeitlich späteren Arten wie z. B. Wachtel, Wachtelkönig oder Waldschnepfe die Ermittlung von Brutverdachten (mind. 2-malige Nachweise gemäß SÜDBECK et al. (2005) zu ermöglichen.

Auch bei intensiver Kartierung zeigt jedoch die Erfahrung, dass Raumnutzungsbeobachtungen für einige Arten, z. B. Wespenbussard und Baumfalke, zu wesentlich vollständigeren Ergebnissen hinsichtlich des Brutvogelbestandes führen können als eine alleinige Revierkartierung nach SÜDBECK et al. (2005). Sollten somit während der Kartierung oder aus bereits vorhandenen Daten Hinweise auf Vorkommen dieser Arten gewonnen werden, empfiehlt es sich die Notwendigkeit vertiefender Raumnutzungsbeobachtungen in Abstimmung mit der zuständigen Naturschutzbehörde zu prüfen.

8.8 Verhaltens-ökologische Bewertung des Einzelfalls

8.8.1 Vorgehensweise

Gemäß Kap. 8.4 sind für die artenschutzrechtliche Bewertung im Einzelfall folgende Fragen zu beantworten:

1. Kommen im Bereich des Vorhabens Arten vor, die als besonders kollisionsgefährdet angesehen werden müssen?
2. Kommen diese besonders kollisionsgefährdeten Arten im Bereich des Vorhabens in einer Häufigkeit vor, dass die Anzahl der potenziellen Opfer als nennenswert in Relation zur Bestandsgröße und zur natürlichen Mortalität bezeichnet werden kann?
3. Zeigen diese Arten in der Gefahrenzone des geplanten WP Verhaltensweisen, die zu einer besonderen Kollisionsgefährdung in der konkreten Einzelfallsituation führen?

Für die Beantwortung der ersten Leitfrage kann auf die Darlegungen in Kap. 8.5 zurück gegriffen werden. Unter den Brutvögeln muss insbesondere für Groß- und Greifvögel bei einem entsprechenden Vorkommen mit der Möglichkeit eines signifikant erhöhten Kollisionsrisikos gerechnet werden. Dabei ist auch der weitgehend flächendeckend verbreitete Mäusebussard einzubeziehen. Feldlerche und Stockente sind nicht vorne herein auszuschließen, ihre Betroffenheit hängt stark von der Beantwortung der beiden weiteren Leitfragen ab. Die Ringeltaube kann jedoch angesichts der in Relation zur Bestandsgröße nur geringen Kollisionsopferzahlen nicht als besonders schlaggefährdet angesehen werden. Beim Kiebitz und bei Möwen ist eine mögliche Betroffenheit in ers-

ter Linie als Gastvogel gegeben. Seeschwalben und Möwen sind jedoch auch als Brutvögel dann betroffen, wenn häufig genutzte Flugwege zwischen Brutplatz und Nahrungsgebiet durch einen WP führen. Rastende Kraniche, Gänse und Schwäne weisen hingegen aufgrund ihres ausgeprägten Meideverhaltens keine besondere Kollisionsgefährdung auf.

Für die Beantwortung der zweiten Leitfrage kann auf die Einstufung der im ersten Schritt identifizierten Arten in den Populations-Sensitivitäts-Index (PSI) zurückgegriffen werden (siehe Kap. 8.6). Artspezifische Hinweise hierzu finden sich in Kap. 8.8.2. Generell lassen sich hierzu folgende Aussagen treffen (vgl. auch DIERSCHKE & BERNOTAT 2012, 2013):

- Je höher die Kollisionsgefährdung und je ungünstiger der PSI, desto eher ist von einem signifikant erhöhten Tötungsrisiko im Sinne des Artenschutzes auszugehen.
- Je höher die Kollisionsgefährdung und je ungünstiger der PSI, desto höher sind die Anforderungen an die Belastbarkeit der Daten im Falle einer Einstufung des Tötungsrisikos als nicht signifikant erhöht.
- Je günstiger der PSI, desto größer muss das einzelfallspezifische Mortalitätsrisiko bzw. die Anzahl der betroffenen Individuen sein, um das Tötungsrisiko als signifikant erhöht einzustufen (Beispiel Feldlerche und Stockente).
- Je höher die Kollisionsgefährdung und je ungünstiger der PSI, desto höher sind die Anforderungen an Notwendigkeit und Ausmaß von Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung von Kollisionsverlusten.
- Je höher die Kollisionsgefährdung und je ungünstiger der PSI, desto unwahrscheinlicher ist die Erlangung der artenschutzrechtlichen Ausnahmevoraussetzungen.

Die Beantwortung der dritten Leitfrage ist letztlich ausschlaggebend für die verhaltensökologische Bewertung des Einzelfalls.

Maßgeblich ist immer das Verhalten des Vogels, das zum Aufenthalt in der Gefahrenzone führt. So zeigen z. B. Kornweihen, die in Deutschland als Durchzügler oder Wintergäste auftreten, praktisch keine Verhaltensweisen, die zu Flughöhen im Bereich der Rotoren moderner WEA führen. Dementsprechend ist die Kornweihe in Nordrhein-Westfalen nicht als kollisionsgefährdete Gastvogelart aufgeführt, wohl aber als kollisionsgefährdete Brutvogelart (MKULNV & LANUV 2013). In Deutschland sind bislang keine Kollisionsopfer von Kornweihen bekannt geworden. Dies liegt einerseits daran, dass im Bereich der wenigen noch vorhandenen Brutgebiete bisher keine WP errichtet wurden und andererseits an dem spezifischen Verhalten der Art als Durchzügler und Wintergast, das nicht oder nur in sehr geringem Maße zu einer Kollisionsgefährdung führt.

Im Hinblick auf nahrungssuchende Rotmilane ist zu erwarten, dass mit steigender Höhe der Rotorunterkante bei modernen WEA der Anteil von Flügen in der Gefahrenzone abnimmt, da sich nur ca. 1/3 der Flüge oberhalb von 50 m und nur noch ca. 15 % der Flüge oberhalb von 100 m bewegen (HÖTKER et al. 2013). Dies gilt jedoch nur für die Nahrungssuche, nicht jedoch für spezifische Verhaltensweisen in Nestnähe, die auch in größere Höhen führen können (z. B. Balz- und Territorialflüge).

Aussagen über das Verhalten der relevanten Arten in der Gefahrenzone eines geplanten WP lassen sich im Wesentlichen aus zwei Quellen ableiten:

- Bestandserfassung: aus der Lage der Brutplätze in Relation zu dem geplanten WP kann das Konfliktpotenzial im Hinblick auf das Kollisionsrisiko in erster Näherung abgeschätzt werden (siehe nachstehend sowie Kap. 8.3.2 und LAG VSW 2015).
- Raumnutzungsbeobachtungen: Die wesentliche Aufgabe einer Raumnutzungsanalyse von kollisionsgefährdeten Vogelarten besteht im Verständnis des raum-zeitlichen Verhaltens der jeweiligen Arten im Bereich der geplanten WEA (SNH 2014). Das Ergebnis solcher sehr aufwändigen Untersuchungen ist allerdings im Hinblick auf seine zeitliche Konstanz für die Betriebsdauer des WP stets artspezifisch zu diskutieren. Für einige Arten bzw. Konstellationen können Raumnutzungsbeobachtungen im Hinblick auf die raum-zeitliche Dynamik der Ergebnisse nur zu sehr eingeschränkte Aussagen führen (siehe Kap. 8.8.2 und Kap. 8.8.3).

Auch wenn die Ergebnisse aus PROGRESS und der Literatur zeigen, dass kein unmittelbarer quantitativer Zusammenhang zwischen der erfassbaren Flugaktivität und dem Kollisionsrisiko bestehen muss (siehe Kap. 8.3), ist doch von dem Grundsatz auszugehen, dass ein besonders häufiges Auftreten von kollisionsgefährdeten Arten mit bestimmten Verhaltensweisen im geplanten WP-Bereich zu einem erhöhten Tötungsrisiko führen kann. Dies wird auch in der Rechtsprechung so gesehen (siehe Kap. 8.2). Aufgabe der entsprechenden Datenerhebung sowie ihrer artenschutzrechtlichen Bewertung ist somit die Identifizierung von für die jeweilige Art ökologisch-funktional besonders bedeutsamen und damit häufig genutzten Bereichen bzw. die Klärung der Frage, ob der geplante WP einen solchen Bereich für die jeweilige Art darstellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass solche Funktionsräume auch nur temporär eine Rolle spielen können, z. B. unmittelbar nach der Mahd bzw. Ernte (z. B. für Weißstorch und Rotmilan) oder in Abhängigkeit vom Jahreszyklus (z. B. Balz, Bettelflugperiode oder Winternahrungshabitate).

Als mögliche Einflussfaktoren auf das konkrete Verhalten im Einzelfall sind zu nennen:

- Der Abstand eines geplanten WP zu den umliegenden Brutplätzen kollisionsgefährdeter Arten ist generell ein guter Indikator für das Kollisionsrisiko: je geringer diese Entfernung, desto eher muss mit einer Flugaktivität gerechnet werden, die ein erhöhtes Kollisionsrisiko zur Folge hat. Dies ist inzwischen von einer Reihe von Studien belegt (siehe Kap. 8.3.2) und von der Rechtsprechung anerkannt (siehe Kap. 8.2). Hinsichtlich der Auswahl der Arten in den einschlägigen Abstandsempfehlungen (LAG VSW 2015) ergibt sich als weitere fachliche Rechtfertigung, dass nahezu alle dort genannten Arten einen ungünstigen PSI aufweisen.
- In attraktiven Nahrungsgebieten ist von einer erhöhten Flugaktivität auszugehen, wobei das Kollisionsrisiko bei der Nahrungssuche in Abhängigkeit von der Flughöhe und dem Abstand vom Boden zur unteren Rotor spitze artspezifisch sehr unterschiedlich sein kann. Es können jedoch auch die normalerweise sehr niedrig jagenden Weihen in weiter entfernt gelegenen Nahrungsgebieten nach erfolgreicher Jagd mit der Beute in größere Höhe aufsteigen, um dann energiesparend zum Brutplatz zu gleiten.

- Flugwege: Möglicherweise sind einige Arten bei gerichteten Flugwegen weniger kollisionsgefährdet als in anderen Situationen, da die Aufmerksamkeit weniger abgelenkt und stärker nach vorne gerichtet ist. Dennoch ist davon auszugehen, dass das grundsätzliche Unvermögen einer realistischen Einschätzung der Geschwindigkeit der Rotorblätter sowie das fehlende oder nur gering ausgeprägte Ausweichverhalten gegenüber WEA bei regelmäßigen Flugwegen durch einen WP in Rotorhöhe zu einem erhöhten Kollisionsrisiko führt.
- Intra- und interspezifische Interaktionen können zu einer Steigerung der Flugaktivität in Rotorhöhe führen. So hängt das Ausmaß entsprechender Luftkämpfe in Brutplatznähe sehr von der Entfernung zum nächsten Brutplatz eines Artgenossen oder auch einer anderen Greifvogelart ab. Dazu kommt, dass in solchen Situationen die Aufmerksamkeit stark abgelenkt ist und bereits das „Hassen“ von Krähen zu einer kollisionsgefährdenden Situation führen kann (HÖTKER et al. 2013).
- Veränderungen im Nahrungsangebot können einen starken Einfluss auf die Raumnutzung von kollisionsgefährdeten Vogelarten ausüben. So kann z. B. eine ggf. temporäre mangelnde Nahrungsverfügbarkeit im Umfeld (z. B. bei hochstehendem Getreide) zu einer verstärkten Attraktionswirkung innerhalb des WP führen (Nahrungssuche entlang der Zugewegungen und Kranstellflächen (HÖTKER et al. 2013).

Der Einsatz quantitativer Kollisionsmodelle, die international nach wie vor verbreitet Anwendung finden und sich inzwischen auch nicht auf das BAND-Modell beschränken (MASDEN & COOK in press), kann als ein ergänzendes Hilfsmittel zu der vorstehend dargelegten verhaltensökologischen Bewertung eingesetzt werden, kann diese jedoch nicht ersetzen. Dies beruht auf der zwangsläufig mechanistischen Natur dieser Modelle einerseits und der ökologischen Stochastizität kollisionsträchtiger Verhaltensmuster andererseits (Kap. 5). Sie können jedoch als nützliches standardisiertes Instrument für den Vergleich verschiedener Szenarien eingesetzt werden, da die Modellergebnisse hierbei nicht als absolute Prognose quantitativer Kollisionsopferzahlen, sondern als relatives Maß für die Ermittlung besonders konfliktarmer Szenarien dienen. Anwendungsbeispiele sind die Optimierung eines WP-Layouts im Zuge eines Repowerings zur Minimierung von Kollisionsverlusten beim Seeadler (DAHL et al. 2015) oder die Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Entfernungen zum Brutplatz auf das Kollisionsrisiko (HÖTKER et al. 2013).

8.8.2 Artspezifische Hinweise für die Bewertung des Kollisionsrisikos

Auf dieser Grundlage werden nachstehend für ausgewählte Arten Hinweise zu den Konsequenzen aus den jeweiligen Einordnungen hinsichtlich ihrer Betroffenheit durch Kollisionen an WEA und ihrer populationsbiologischen Sensitivität gegenüber zusätzlicher Mortalität gegeben. Diese werden wie folgt gegliedert:

- Konflikt-Diskussion,
- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen,
- Untersuchungsanforderungen.

Seeadler

Für den Seeadler liegen zahlreiche Funde von Kollisionsopfern vor. Auch wenn eine Berechnung der Kollisionsraten bislang nicht möglich ist, wird davon ausgegangen, dass Art empfindlich gegenüber Kollisionen mit Windenergieanlagen ist. Gleichzeitig wird der PSI als sehr ungünstig eingestuft. Auf der anderen Seite haben die bisherigen Verluste an WEA den starken Bestandsanstieg und die Ausweitung des Brutgebietes in Deutschland nicht verhindert (HÖTKER et al. 2013). Dennoch muss davon ausgegangen werden, dass gemäß OVG Magdeburg, U. v. 16.05.2013 – 2 L 106/10 in Relation zum Bestand und zu natürlichen Mortalität als nennenswert einzustufende Zahl an Kollisionsopfern sehr niedrig liegt. Möglicherweise ist daher bereits der kollisionsbedingte Tod eines einzelnen Adlers bereits als signifikant anzusehen, zumindest wenn es sich um einen Altvogel der Brutpopulation handelt.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen: ausreichende Abstände zu Brutplätzen, Freihalten von Flugwegen zu wichtigen Nahrungsgebieten. HÖTKER et al. (2013) empfehlen hierzu einen Prüfbereich von 6.000 m.
- Untersuchungsanforderungen: beim Seeadler kann von weitgehend konstanten Raumnutzungsmustern ausgegangen werden (hohe Brutplatztreue, hohe Lagekonstanz von Nahrungsgebieten), die sich – mit entsprechend hohem Aufwand – gut erfassen lassen. Entsprechende Empfehlungen finden sich bei MELUR & LLUR (2013).

Rotmilan

Der Rotmilan ist gemäß den Ergebnissen von Kap. 8.5.1 in Relation zur Bestandsgröße ebenfalls eine gegenüber Kollisionen an WEA empfindliche Vogelart in Deutschland. Gleichzeitig wird der PSI als relativ ungünstig eingestuft. Die Anzahl der durch WEA verursachten zusätzlichen Mortalität liegt nach vorliegenden Populationsmodellen noch unterhalb eines Wertes, bei dem ein Rückgang der Bestände erwartet wird (Kap. 6, BELLEBAUM et al. 2013). Die in Relation zum Bestand und zur natürlichen Mortalität als nennenswert einzustufende Zahl an Kollisionsopfern (gemäß OVG Magdeburg, U. v. 16.05.2013 – 2 L 106/10) ist daher als sehr niedrig anzusehen.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen: ausreichende Abstände zu Brutplätzen, HÖTKER et al. (2013) empfehlen 1.000 – 1.250 m, Freihalten wichtiger Nahrungsgebiete und der Flugwege dorthin, Vermeidung attraktiver Flächen im WP, temporäre Abschaltung während Ernte- und Mäharbeiten im WP, Schaffung attraktiver Nahrungsflächen abseits des WP (HÖTKER et al. 2013, BUND & NABU 2015).

Beim Rotmilan besteht jedoch – im Gegensatz zum Seeadler – das Problem, dass das Raumnutzungsmuster einer deutlich höheren Variabilität unterliegen kann, insbesondere in Abhängigkeit von der Lage der Brutplätze (geringere Standorttreue, Wechselnester) und der landwirtschaftlichen Nutzung mit der Folge der Änderung des Nahrungsangebots (HÖTKER et al. 2013). Die Einhaltung der Abstandsempfehlungen bei der Standortplanung ist daher bei dieser Art durch eine geringere Schutzeffizienz gekennzeichnet.

- Untersuchungsanforderungen: Ermittlung wichtiger Nahrungsgebiete und Flugwege mittels Raumnutzungsbeobachtungen z. B. nach Empfehlungen des NLT (2014) in Kombination mit einer Plausibilitätsprüfung, inwiefern die Ergebnisse als weitgehend beständig an-

gesehen werden können (z. B. bei Nutzung von grünlandgeprägten Niederungen innerhalb von Ackerflächen).

Wanderfalke

Der Wanderfalke ist in Relation zur Bestandsgröße empfindlich gegenüber zusätzlicher Mortalität durch Kollisionen. Der Ausbau der Windenergienutzung in Deutschland fand – ähnlich wie beim Seeadler – parallel zu einem starken Bestandsanstieg des Wanderfalcken statt (GEDEON et al. 2014), so dass ein Populationseinfluss durch Kollisionen bislang nicht zu erkennen ist. Trotz des großen Aktionsradius der Art bei Jagdflügen beläuft sich die Abstandsempfehlung der LAG VSW (2015) nur auf 1.000 m (bei Fels- oder Gebäudebruten, 3.000 m bei Baumbruten).

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen: Einhaltung des Mindestabstandes zum Nest.
- Untersuchungsanforderungen: der Wanderfalke ernährt sich vorrangig von ubiquitären Vogelarten wie Tauben, Stare, Drosseln, Rabenvögel und weiteren Singvögeln (BAUER et al. 2005), so dass die Jagdflüge sich, zumindest im Offenland, relativ gleichmäßig über die Landschaft verteilen können. Bevorzugte Jagdgebiete lassen sich demnach durch Beobachtungen möglicherweise nur schwer identifizieren. Im Einzelfall wäre zu prüfen, ob durch die relative Nähe eines Wanderfalckenbrutplatzes Raumnutzungsbeobachtungen im WP-Bereich notwendig werden.

Fischadler

Der Fischadler ist im Vergleich zum Wanderfalcken durch eine sehr viel ungleichmäßigere Verteilung der Nahrungsressourcen - Gewässer mit ausreichendem Fischbestand - gekennzeichnet. Dies erleichtert den planerischen Umgang mit entsprechenden Funktionsräumen wie Nahrungsgebieten und Flugwegen.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen: ausreichende Abstände zu Brutplätzen, Freihalten von Flugwegen zu wichtigen Nahrungsgebieten.
- Untersuchungsanforderungen: beim Fischadler kann wie beim Seeadler von weitgehend konstanten Raumnutzungsmustern ausgegangen werden (hohe Brutplatztreue, hohe Lagekonstanz von Nahrungsgebieten), die sich – mit entsprechend hohem Aufwand – gut erfassen lassen.

Wiesenweihe

Wiesenweihen sind insbesondere durch WEA in Nestnähe einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt (HÖTKER et al. 2013). Zwar vollziehen sich die Jagdflüge ganz überwiegend in Bodennähe und damit unterhalb der Rotoren von WEA, es wird jedoch insbesondere in Nestnähe auch der höhere Luftraum regelmäßig genutzt. Das gilt vor allem für die sich über mehrere Wochen erstreckende Balz- und Ansiedlungsphase, aber auch während der sich anschließenden Brut- und Aufzuchtphase.

Der Bruterfolg der Wiesenweihe in der Agrarlandschaft hängt – neben dem Nahrungsangebot – in hohem Maße von Maßnahmen zum Schutz der Nester vor Prädation und Ausmähen ab (HÖTKER et al. 2013). Wird ein solches Bruterfolgsmanagement als Auflage in die Genehmigung von WP auf-

genommen, kann dies einen positiven Effekt auf die örtliche Wiesenweihenpopulation haben, selbst wenn einzelne Kollisionsereignisse nicht verhindert werden können.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen (siehe auch Kap. 8.8.3): pauschale Abstände bei Ackerbruten wegen der geringen Brutplatzkonstanz nur wenig sinnvoll; Vermeidung von Schwerpunktorkommen, temporäre Abschaltung bei Bruten in zu geringem Abstand in Kombination mit einer entsprechenden Bestandsüberwachung, Steuerung der landwirtschaftlichen Nutzung zur Vermeidung von attraktiven Brutplatzstrukturen in Anlagennähe (insbesondere Wintergetreide) (HÖTKER et al. 2013), Habitat verbessernde Maßnahmen abseits des WP (weglocken); Bruterfolgsmanagement.
- Untersuchungsanforderungen: Raumnutzungsanalysen in reinen Ackerlandschaften nur wenig aussagekräftig, da die Brutplätze in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung oftmals wechseln können; zudem neigen Wiesenweihen zu kolonieähnlichem Brüten mit entsprechendem Einfluss auf Interaktionen mit benachbarten Brutpaaren; Identifizierung von regelmäßig genutzten Nahrungsgebieten und Flugwegen durch Beobachtungen, wenn eine Habitatanalyse entsprechende Hinweise gibt, z. B. in Form benachbarter Grünlandareale.

Mäusebussard

Der Mäusebussard ist in Deutschland die häufigste Greifvogelart und nahezu flächendeckend verbreitet (GEDEON et al. 2014). Dies hat zur Folge, dass diese Art bei sehr vielen WP-Planungen eine Rolle spielt. Die in PROGRESS erzielten Ergebnisse zu dieser Art zeigen, dass die hohen Verlustzahlen – bedingt durch die kumulierende Wirkung der vorhandenen WEA – bereits einen populationsrelevanten Einfluss ausüben können (Kap. 2, Kap. 6).

Für diese Art liegen – außer in Niedersachsen (NLT 2014) – keine Abstandsempfehlungen vor (LAG VSW 2015). Aufgrund der hohen Brutdichte und der relativ hohen räumlichen Dynamik der Brutplatzstandorte würde dieses Instrument einerseits zu einer deutlichen Verringerung der für die Windenergienutzung verfügbaren Fläche führen und andererseits auch nur eine relativ geringe Schutzeffizienz bewirken, da regelmäßig mit Neuansiedlungen an geplanten und vorhandenen WP zu rechnen ist. Zudem zeigt die jahreszeitliche Verteilung der Funde in PROGRESS sowie die in der bundesweiten Fundkartei, dass Mäusebussarde nicht nur in der Brutzeit, sondern auch im Spätsommer und Herbst kollidieren. Temporäre Abschaltungen erscheinen daher, zumindest im Regelfall, angesichts der Häufigkeit der Art als ungeeignet bzw. als unverhältnismäßig.

- Mögliche Vermeidungsmaßnahmen bei Errichtung von WEA in unmittelbarer Nähe von Brutplätzen des Mäusebussards: Minderung der Attraktivität für nahrungssuchende Bussarde im WP in Kombination mit Habitat-verbessernden Maßnahmen abseits des WP; ggf. temporäre Abschaltung während des Ausfliegens der Jungen; Weglocken von Brutorkommen aus der WP-Nähe durch Angebot von Kunstnestern (störungsarm, absturzsicher inkl. Pufferzone mit Bestandsschutz) in Kombination mit attraktiven Nahrungsflächen

In Einzelfällen ist es bereits Praxis, dass in der BImSchG-Genehmigung zur Vermeidung des Kollisionsrisikos eine aktive Beseitigung eines windparknahen Nestes beauftragt wird unter der Annahme, dass im weiteren Umfeld ausreichend Strukturen und mögliche Nestbäume für diese Art vorhanden sind. Damit hierbei die ökologische Funktion der betroffenen

Fortpflanzungsstätte im räumlichen Zusammenhang gemäß § 44 Abs. 5 BNatSchG tatsächlich gewährleistet ist, kann diese Maßnahme mit der o. g. Anlage von Kunstnestern und der Schaffung attraktiver Nahrungsflächen kombiniert werden.

- Untersuchungsanforderungen: Raumnutzungsbeobachtungen wegen der Omnipräsenz der Art wenig sinnvoll – zumal die PROGRESS-Daten keinen quantitativen Zusammenhang zwischen Flugaktivität und Kollisionsopferzahlen bei dieser Art belegen konnten, gezielte Flugwegebeobachtungen können jedoch zumindest in waldreichen Gebieten bei der Suche nach Brutplätzen helfen, ansonsten Suche nach besetzten Nestern.

Rohrweihe

Die Rohrweihe weist in Bezug zur Bestandsgröße eine relativ hohe Betroffenheit durch Kollisionen an WEA auf, der PSI bewegt sich jedoch nur im mittleren Bereich. Vor allem in Brutplatznähe muss von einer erhöhten Kollisionsgefährdung ausgegangen werden, da hier Flugbewegungen auch in größerer Höhe auftreten können (Thermikkreisen, Balz, Revierverteidigung, Nahrungsflüge von/zu entfernter gelegenen Nahrungsgebieten, Beuteübergabe und Feindabwehr). Auch Transferflüge über große Distanzen können ebenfalls in kritischen Höhen erfolgen. Die Nahrungssuche selber erfolgt zu einem hohen Anteil in einem für Weihen typischen niedrigen Suchflug, so dass es hierbei nicht zu einer Kollisionsgefährdung durch WEA kommt.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen: pauschale Abstände und Raumnutzungsanalysen nur bei traditionellen und konstanten Brutplatzstrukturen sinnvoll, nicht jedoch bei Ackerbruten wegen deren hoher Variabilität – statt dessen Schaffung von attraktiven Bruthabitaten abseits des WP (Kleingewässer mit Röhrichten) in Kombination mit Nahrungshabitaten, bei Ackerbruten innerhalb von WP ggf. begleitendes Monitoring und temporäre Abschaltung bei zu großer Anlagennähe.
- Untersuchungsanforderungen: Raumnutzungsbeobachtungen gemäß Empfehlungen des NLT (2014) insbesondere zur Feststellung wichtiger Flugwege zwischen Brutplatz und Nahrungsgebiet (bei konstanten Brutplatzstrukturen); bei Ackerbruten können Brutplatz und Raumnutzung wie bei der Wiesenweihe jährlich stark wechseln, so dass die Aussagekraft einjähriger Untersuchungen stark eingeschränkt ist.

Silber-, Sturm- und Lachmöwe

Für diese drei Arten ist zu berücksichtigen, dass ein Großteil der Kollisionsverluste nicht der heimischen Brutpopulation zuzurechnen ist, sondern im Herbst während der Rast- und Zugzeit aufgetreten ist (Daten aus PROGRESS sowie aus BIOCONSULT SH & ARSU (2010)). Andererseits sind aus Belgien hohe Kollisionsopferzahlen von Möwen während der Brutzeit bekannt. Ursache hierfür sind einige WP-Standorte bei Brügge und Zeebrügge, die innerhalb der Flugwege zwischen Brutkolonie und Küste liegen, so dass während der Brutzeit die Vögel zur Versorgung der Jungvögel mehrmals täglich den WP passieren müssen (EVERAERT & STIENEN 2007). Die genannten Möwenarten sind somit sowohl als Gastvögel als auch als Brutvögel einem hohen Kollisionsrisiko ausgesetzt, da sie kein Meideverhalten gegenüber WEA zeigen und auch in größeren Zahlen innerhalb von WP fliegen bzw. auf landwirtschaftlichen Flächen Nahrung suchen.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen: Einhaltung eines ausreichenden Abstands zu Brutkolonien und Freihaltung der Hauptflugwege zwischen Brutplatz und Nahrungsgebieten, Schaffung attraktiver Ausweichhabitate abseits von WP (flache Gewässer), temporäre Abschaltungen bei landwirtschaftlicher Bodenbearbeitung im WP.
- Untersuchungsanforderungen: Ermittlung der Hauptflugwege, Nahrungsgebiete und Brutplätze.

Baumfalke und Wespenbussard

Beide Arten stimmen hinsichtlich ihrer Bestandsgröße, ihrer Brutphänologie und ihrer Habitatansprüche weitgehend überein (SÜDBECK et al. 2005). Auch die Anzahl der bekannt gewordenen Kollisionsverluste in Relation zur Bestandsgröße liegt in derselben Größenordnung. Der Wespenbussard weist jedoch einen deutlich ungünstigeren PSI-Wert als der Baumfalke auf. Zudem fällt auf, dass über die relativ wenigen bisher in Deutschland bekannt gewordenen Kollisionsopfer hinaus auch in Europa beide Arten nicht als häufige Kollisionsopfer auftreten – insbesondere im Vergleich zu anderen Greifvogelarten. LANGGEMACH & DÜRR (2015) betonen, dass eine abschließende Bewertung der Kollisionsgefährdung des Baumfalken derzeit nicht möglich ist. Dies gilt auch für den Wespenbussard.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahmen: ausreichende Abstände zu den Brutplätzen, Freihalten von Flugwegen zu wichtigen Nahrungsgebieten.
- Untersuchungsanforderungen: Beide Arten sind im Nestrevier sehr heimlich und gelten als schwer zu erfassen (SÜDBECK et al. 2005) und weisen zudem Aktivitätsmaxima im Juli auf, wenn die Brutvogelerfassung oft schon dem Ende zugeht. Insofern sind für die Erfassung dieser Arten Raumnutzungsbeobachtungen in der richtigen Jahres- und Tageszeit essenziell. Der Wespenbussard kann zwar mehrere Jahre in einem Nest brüten, baut aber relativ oft neue und nutzt dabei auch gerne Nester anderer Greifvogelarten (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1989). Insofern ist bei dieser Art wie auch beim Baumfalke, der vor allem Krähenester bezieht, von einer höheren zeitlichen Dynamik in der Raumnutzung auszugehen.

Feldlerche

Kollisionsverluste der Feldlerche werden vor allem durch die charakteristischen Singflüge der Männchen in Anlagennähe verursacht. Dies ist auch aus anderen europäischen Ländern bekannt (MORINHA et al. 2014). In Relation zur Bestandsgröße ist die Betroffenheit dieser Art jedoch auf der Grundlage der PROGRESS-Daten deutlich geringer als bei Arten wie Rotmilan, Mäusebussard oder Turmfalke (siehe Kap. 8.5.1.1). Erwartungsgemäß weist diese Singvogelart nur eine geringe populationsbiologische Sensitivität gegenüber zusätzlicher Mortalität auf. Dies bedeutet, dass Kollisionsverluste einzelner Individuen noch nicht als „nennenswert im Hinblick auf die Größe der Population sowie auf die Höhe natürlicher Verluste“ angesehen werden können (vgl. Kap. 8.2 und Kap. 8.4). Eine signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos kann daher bei dieser Art nur bei Errichtung von WEA in Bereichen mit deutlich erhöhter Brutdichte eintreten. Entsprechend ist die Feldlerche auch in keinem der Leitfäden der Bundesländer und auch nicht in den Empfehlungen der LAG VSW (2015) als WEA-empfindliche Art aufgeführt.

- Vorrangige Vermeidungsmaßnahme: Freihalten von Bereichen mit sehr hoher Brutdichte; Schaffung attraktiver Habitatflächen (u. a. sog. „Lerchenfenster“)⁹ außerhalb des WP
- Untersuchungsanforderungen: Gezielte Ermittlung der Brutpaarzahlen bzw. der Brutdichte im April/Mai gemäß SÜDBECK et al. (2005).

8.8.3 Umgang mit Prognoseunsicherheiten

Prognoseunsicherheit ist ein grundsätzliches Merkmal beim planerischen Umgang mit Auswirkungen der Windenergienutzung auf Wildtiere und wird dies auch trotz verstärkter Forschungsbemühungen bleiben (MASDEN et al. 2015). Auf der Grundlage der PROGRESS-Ergebnisse sind in diesem Zusammenhang folgende Aspekte zu betonen:

- Eine quantitative Prognose von zu erwartenden Kollisionsopfern ist in vielen Fällen aus methodischen Gründen und aus Gründen der ökologischen Stochastizität nicht möglich bzw. mit sehr großen Unsicherheiten behaftet (Kap. 5).
- Mangels quantitativer Prognosemöglichkeiten ist auch die Festlegung von Schwellenwerten für das Eintreten eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos nicht sinnvoll.
- Eine hohe ökologische Stochastizität ist bei vielen Arten immanenter Bestandteil der Einflussfaktoren auf das Kollisionsrisiko.

Die Prüfung auf Erfüllung des artenschutzrechtlichen Verbotstatbestandes des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG muss sich auf die gesamte Betriebsdauer des Vorhabens beziehen. Basis für die Prüfung sind jedoch meist nur die Bestandsdaten aus einem Jahr. Es ist somit naheliegend, dass sich die Bestandssituation während der Betriebsdauer deutlich ändern wird.

Aus all dem folgt, dass die Beurteilung der Signifikanz eines erhöhten Tötungsrisikos – ja oder nein – mit einer hohen Prognoseunsicherheit behaftet ist. Üblicherweise wird in der Planung auf Prognoseunsicherheiten mit dem Vorsorgeprinzip geantwortet, was jedoch zu einem Ausschluss großer Bereiche für die Windenergienutzung und damit zu einem Konflikt mit den klimapolitischen Zielen führen kann (KÖPPEL et al. 2014).

Angesichts dieser Problematik drängt es sich auf, die Problembewältigung nicht abschließend im Zuge des Genehmigungsverfahrens zu regeln, sondern zumindest in Teilen auf die Betriebsphase zu verlagern. Dieser Ansatz des sog. „adaptive planning“ wird international bereits in verschiedenen Zusammenhängen praktiziert und kann wie folgt charakterisiert werden (KÖPPEL et al. 2015):

- Klare Zieldefinition,
- Darauf ausgerichtete Begleituntersuchungen (Monitoring),

⁹ <http://www.naturschutzinformationen-nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/massn/103035>

Zugriff am 31.07.2015

- Verknüpfung der Monitoring-Ergebnisse mit eindeutigen Management-Konsequenzen.

Die etablierte Hierarchie der Konfliktbewältigung – Vermeidung, Minimierung, Kompensation – wird somit durch ein verpflichtendes Monitoring in Verknüpfung mit ggf. notwendigen Anpassungsmaßnahmen erweitert. Als Beispiel für ein solches Vorgehen kann die derzeitige Praxis eines niedersächsischen Landkreises bei der Genehmigung von WP in Gebieten mit Acker-Bruten von Wiesenweihen angeführt werden:

- Keine Anwendung der Abstandsempfehlungen zu Brutplätzen (NLT 2014, LAG VSW 2015), da die Lage der Brutplätze im Wintergetreide in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung von Jahr zu Jahr stark variieren kann.
- Nutzungsmanagement im Bereich der WP-Fläche: möglichst weitgehendes Vermeiden des Anbaus von Wintergetreide bzw. Verlagerung des Anbaus von Wintergetreide in Bereiche außerhalb des WP.
- Schaffung attraktiver Nahrungsflächen abseits des WP.
- Keine Schaffung attraktiver Nahrungsflächen innerhalb des WP (Vermeiden von Ruderal- und Brachflächen).
- Jährliche Überprüfung auf Wiesenweihenbruten im Umfeld des WP.
- Bei Auftreten einer Wiesenweihenbrut innerhalb eines vom Landkreis definierten Abstands erfolgt eine temporäre Abschaltung der jeweiligen Anlagen während der Hellphase in Abhängigkeit vom Brutverlauf.
- Durchführung von Nest- und Gelegeschutzmaßnahmen im Untersuchungsgebiet.

Zur Vermeidung eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos wird somit zunächst angestrebt, Bruten in Anlagennähe zu vermeiden. Der Erfolg dieser Maßnahme wird jährlich überwacht. Sollte es dennoch zu einer Ansiedlung in Anlagennähe kommen, erfolgt eine temporäre Abschaltung. Begleitet wird dieses Programm durch Maßnahmen zur Steigerung des Bruterfolges. Durch dieses Vorgehen wird sowohl die Erfüllung des artenschutzrechtlichen Verbotstatbestandes mit hinreichender Sicherheit ausgeschlossen als auch eine Stützung der Population einer stark gefährdeten Art erzielt. Rechtlich werden diese Maßnahmen durch Nebenbestimmungen in der BImSchG-Genehmigung fixiert und durch entsprechende Dokumentationspflichten überprüfbar gemacht.

Kritisch bei diesem Ansatz ist, dass den WP-Betreibern ein mehr oder weniger unkalkulierbares wirtschaftliches Risiko für die Dauer der Betriebsphase auferlegt wird. Insofern müssen Wege gefunden werden, die einerseits eine betriebsbegleitende Bewältigung des Kollisionsrisikos für bestimmte Art gewährleisten und andererseits den wirtschaftlichen Betrieb der Anlagen nicht mit zu großen Unwägbarkeiten belasten. Andererseits können mit dieser Vorgehensweise Standorte erschlossen werden, die ansonsten aus Vorsorgegründen entfallen würden.

8.9 Zusammenfassung und Ausblick

Die systematischen Kollisionsopfersuchen in PROGRESS haben gezeigt, dass an nahezu jedem WP-Standort mit Kollisionsopfern zu rechnen ist (nur in 6 von 55 WP-saisons erfolgten keine Funde, Kap. 2). Zudem wird aus der Artenliste in PROGRESS sowie aus der VSW-Liste deutlich, dass grundsätzlich jede Vogelart mit WEA kollidieren kann. Dabei bestehen jedoch deutliche Unterschiede in der artspezifischen Betroffenheit. Absolut gesehen kollidieren vor allem häufige Arten, die sich ohne ausgeprägtes Meideverhalten innerhalb von WP aufhalten (z. B. Feldlerche, Star, Ringeltaube, Stockente, Mäusebussard, Möwen). In Relation zur Bestandsgröße kollidieren Greifvögel überproportional häufig.

Im Hinblick auf die artenschutzrechtlichen Anforderungen ist bei der Planung eines WP-Standortes zu prüfen, ob dort „aufgrund ihrer Verhaltensweisen ungewöhnlich stark betroffene“ Arten vorkommen. Die Zahl der potenziellen Opfer muss für das Eintreten eines signifikant erhöhten Tötungsrisikos eine Größe überschreiten, die im Hinblick auf die Populationsgröße und die natürliche Mortalität als nennenswert bezeichnet werden kann. Es ist somit in jedem Einzelfall unter Berücksichtigung der lokalen Spezifika zu prüfen, ob bestimmte besonders kollisionsgefährdete Arten hinsichtlich ihrer Raumnutzung und ihres Verhaltens Kollisionsopfer in einem Ausmaß erwarten lassen, das auf der Grundlage der populationsbiologischen Sensitivität der jeweiligen Art als bedeutsam angesehen werden muss. Dieses Ausmaß als Kriterium für ein signifikant erhöhtes Tötungsrisiko ist artspezifisch unterschiedlich und kann von einem Einzeltier (z. B. beim Schreiadler) bis zu einer größeren Anzahl reichen (z. B. bei Feldlerche oder Stockente). Es muss jedoch nicht so groß sein, dass es bereits zu negativen Auswirkungen auf die Population führt.

Diese Schwelle für ein signifikant erhöhtes Kollisionsrisiko ist somit ein quantitatives Maß, das sich allerdings nicht in konkreten Kollisionsopferzahlen benennen lässt. Dies liegt in erster Linie daran, dass es an einer validierten Methode mangelt, das Kollisionsrisiko im Vorfeld der Errichtung eines WP belastbar zu prognostizieren (Kap. 5), u. a. weil eine klare quantitative Beziehung zwischen Flugaktivität und Kollisionsrisiko bei Vögeln bislang nicht festgestellt werden konnte (Kap. 3), anders als bei Fledermäusen. Dies gilt insbesondere auch vor dem Hintergrund der langen Betriebsdauer eines WP, innerhalb dessen es zu deutlichen Änderungen der örtlichen Bestandssituation und damit auch des Kollisionsrisikos kommen kann. Insofern fehlt es an einer Möglichkeit der Überprüfung der Einhaltung bzw. Überschreitung einer absolut bemessenen Schwelle.

Pauschale Aussagen zum Eintreten eines signifikant erhöhten Kollisionsrisikos sind somit nur eingeschränkt möglich. Bei Brutvögeln können hierfür als erste Näherung Abstände zum Brutplatz herangezogen werden, innerhalb derer für bestimmte Arten mit erhöhter Flugaktivität bzw. mit besonders kollisionsgefährdeten Verhaltensweisen gerechnet werden muss (z. B. Balz- und Revierflüge). Eine konkrete Beurteilung des Tötungsrisikos ist nur im Einzelfall möglich, für die auf der Basis von Raumnutzungsanalysen eine qualitative verhaltens-ökologische Bewertung vorgeschlagen wird. Dabei ist allerdings die artspezifische räumlich-zeitliche Variabilität der Raumnutzung zu berücksichtigen, angesichts derer zu beurteilen ist, ob die erhobenen Daten möglicherweise nur eine Momentaufnahme darstellen und damit keine verlässliche Beurteilungsgrundlage für die Betriebsdauer des geplanten WP darstellen.

Es wird daher vorgeschlagen, diese Herangehensweise stärker mit einer artenschutzrechtlichen Betriebsbegleitung zu kombinieren. Dies kann insbesondere für solche Arten erforderlich sein, für

die aufgrund der stark gestiegenen Zahl an WEA in Deutschland die kollisionsbedingte Mortalität bereits zu negativen Einflüssen auf die Populationen führt. Hierbei handelt es sich nach gegenwärtigem Kenntnisstand um Mäusebussard und Rotmilan (Kap. 6). Es ist jedoch zu erwarten, dass bei fortgesetztem Ausbau diese kumulative Wirkung auch bei weiteren Arten eintreten kann.

Eine solche artenschutzrechtliche Betriebsbegleitung würde im Kern aus den drei Säulen Monitoring (Bestandsüberwachung), Schutzmaßnahmen (z. B. Habitatverbesserung, Steigerung des Bruterfolgs) sowie ggf. temporären Betriebseinschränkungen bestehen – jeweils in Abhängigkeit von den Zielarten und der örtlichen Bestandsentwicklung. Hinsichtlich der zusätzlichen Kosten ließe sich zumindest ein Teil dadurch auffangen, dass die sehr aufwändigen Raumnutzungsbeobachtungen im Zuge der Planung ggf. eingeschränkt werden könnten, sofern eine realistische Beurteilung im jeweiligen Einzelfall ergeben würde, dass deren Aussagekraft aufgrund raum-zeitlicher Variation ohnehin als eingeschränkt angesehen werden müsste.

Es ist davon auszugehen, dass kumulative Effekte mit steigender Anlagenzahl künftig eine größere Rolle spielen werden. Entsprechend werden auch die Anforderungen an die Konfliktbewältigung aus artenschutzrechtlicher Sicht steigen. Dabei wird auch zunehmend zu erwarten sein, dass sich die artenschutzrechtlichen Konflikte auf der Ebene des einzelnen Projektes nicht immer adäquat lösen lassen. Erforderlich sind daher auch übergreifende Lösungsansätze, die begleitend zum weiteren Ausbau der Windenergie sicherstellen sollen, dass es hierdurch nicht zu einem deutlichen Rückgang bestimmter von Kollisionen besonders betroffenen Vogelarten kommt. Im Einzelnen wären hierbei zu nennen:

- Großräumige Artenschutzprogramme z. B. für Rotmilan und Mäusebussard, die durch Habitatverbesserungen, insbesondere hinsichtlich der Nahrungsverfügbarkeit, zu einem populationsbiologischen Ausgleich von Kollisionsverlusten führen (Steigerung der Reproduktionsrate, Verminderung anderer anthropogener Mortalitäten).
- Identifizierung von artspezifischen Dichtezentren, die als Quellpopulationen von besonderer Bedeutung sind, und Prüfung auf gezielte Maßnahmen zu ihrer Förderung, z. B. durch entsprechende Lenkung von Artenhilfsmaßnahmen, Schutz vor Kollisionen durch Freihalten von WEA oder durch erhöhte Anforderungen an die Vermeidung von Verlusten (sofern nicht ohnehin bereits durch gesetzliche Schutzgebietskategorien gesichert).
- Entwicklung von Konzepten und Praxis-Erprobungen einer artenschutzrechtlichen Betriebsbegleitung hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und ihrer wirtschaftlichen Auswirkungen.
- Verstärkte Forschungsanstrengungen in Bezug auf Ausmaß und Bewältigung kumulativer Auswirkungen.
- Verstärkte Forschungsanstrengungen in Bezug auf die Wirksamkeit konkreter Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung von Kollisionsverlusten.

9 FAZIT

Georg Nehls und Thomas Grünkorn (BioConsult SH)

Kollisionen von Vögeln (und Fledermäusen) sind ein zentrales Konfliktfeld zwischen dem Ausbau der Windenergienutzung und dem Naturschutz. Obwohl mittlerweile eine hohe Anzahl von Studien zu diesem Bereich vorliegt, gibt es nur sehr wenige systematische Untersuchungen, in denen Kollisionsraten von Vögeln quantifiziert wurden. Dies erschwert die Bewertung eines möglichen Konfliktes. Im Hinblick auf strenge artenschutzrechtliche Genehmigungsvoraussetzungen für die Errichtung von WEA sind Wissensdefizite ein potenzielles Hindernis für den beabsichtigten Ausbau der Windenergienutzung.

In dem Projekt PROGRESS wurde erstmals eine großmaßstäbliche, quantitative Untersuchung der Kollisionsraten von Vögeln an WEA mit paralleler Erfassung der Flugaktivität durch Sichtbeobachtungen durchgeführt. Als Untersuchungsraum wurde das norddeutsche Tiefland ausgewählt, das von besonderer Bedeutung für die Windenergienutzung in Deutschland ist und in dem etwa die Hälfte der in Deutschland errichteten WEA steht (2014: 12.841 im Projektgebiet von PROGRESS (NI/ SH/ MV/ BB) von insgesamt 24.867 in Deutschland (<https://www.windenergie.de/themen/statistiken/deutschland>). Damit sind für alle Arten repräsentative Aussagen zum Kollisionsrisiko von Vögeln der Offenlandschaft für Norddeutschland möglich. Aufgrund der relativ geringen Anzahl kann das Ausmaß von Kollisionen aber nur für wenige Arten quantifiziert werden. Das Projekt basiert auf einer mit hohem Aufwand betriebenen Suche nach Kollisionsopfern bei gleichzeitiger Bestimmung der Erfassungsfehler Sucheffizienz und Verweildauer der Kollisionsopfer, sowie einer genauen Bestimmung der kontrollierten Fläche. Die Bestimmung dieser Faktoren erlaubt eine Schätzung der tatsächlichen Kollisionsopfer für die untersuchten WP und den Untersuchungszeitraum. Es ist ein sehr wichtiges Ergebnis von PROGRESS, dass die ermittelten Korrekturfaktoren relativ gering sind, d. h. die Sucheffizienz innerhalb der ausgewählten Transekte (20 m Breite) mit einer Sucheffizienz von 50-70 % bei guten Bedingungen und die Verweildauer der Kollisionsopfer mit einer täglichen Abtragrage < 10 % waren recht hoch. Diese beiden Korrekturfaktoren tragen damit wenig zur Unsicherheit bei der Schätzung der tatsächlichen Kollisionsopfer bei. Die hohen Korrekturfaktoren für die Ermittlung der Gesamtkollisionsraten der einzelnen Arten in den untersuchten Windpark und dem Norddeutschen Tiefland ergeben sich wesentlich aus der Abdeckung der Fläche in den untersuchten, also dem geleisteten Aufwand. Die für PROGRESS entwickelte Methode wird insgesamt als sehr gut geeignet für die Abschätzung von Kollisionsopfern in dem betrachteten Landschaftsraum bewertet. Von einer pauschalen Übertragung der ermittelten Korrekturfaktoren auf andere Studien wird jedoch abgeraten, da diese wesentlich durch die lokalen Bedingungen und die angewendete Methodik bedingt sind. Einschränkung zur Anwendung der Methodik der Bestimmung von Kollisionsopfern ist anzumerken, dass:

1. der benötigte Aufwand sehr hoch ist. Bei PROGRESS gelang unter guten Suchbedingungen (ebene landwirtschaftliche Flächen mit niedriger Vegetation) in einem 20 m breiten Suchstreifen ein Fund je 27 km abgelaufene Strecke. Bei einem Gesamtaufwand von 7.672 km abgelaufener Transektstrecke gelangen 291 Funde, die sich auf 57 Arten verteilten. Der notwendige Aufwand zur Ermittlung belastbarer Angaben zu artspezifischen Kollisionsraten ist daher sehr hoch.

2. der durchführbare Untersuchungsaufwand durch die landschaftlichen Gegebenheiten und die Vegetationsstruktur begrenzt wird. Die Suche nach Kollisionsopfern auf Flächen mit höherer Vegetation als sie in PROGRESS akzeptiert wurde, würde die Sucheffizienz erheblich einschränken und den notwendigen Aufwand zur Ermittlung einer ausreichenden Stichprobe deutlich erhöhen. Der Aufwand zur Suche in aufgewachsenen Getreide- oder Maisäckern oder im Wald wurde in PROGRESS als nicht vertretbar bewertet. Dies schränkt die Anwendbarkeit der Methode saisonal und räumlich ein. Da jedoch keine alternativen Methoden zur Verfügung stehen, welche eine effizientere Suche ermöglichen, wird dies als hinzunehmende Einschränkungen für die Bestimmung von Kollisionsraten angesehen, die jedoch bei der Hochrechnung der tatsächlichen Kollisionsraten zu berücksichtigen ist.
3. die niedrigen Fundraten – entsprechend der in absoluten Zahlen niedrigen Kollisionsraten der meisten Arten - die Ermittlung quantitativer Angaben gerade bei selteneren Arten erschwert, da der hierfür notwendige Aufwand nicht zu leisten ist. Da jedoch gerade einige im Fokus stehende Arten, etwa Greifvögel, relativ geringe Bestandszahlen aufweisen, ergeben sich auch hier einige Einschränkungen bzw. die Notwendigkeit, andere methodischen Ansätze zur Bestimmung von Kollisionsraten zu entwickeln.

Die insgesamt geringen Fundhäufigkeiten erlauben bei elf Arten/Artengruppen eine Schätzung der Kollisionszahlen für die untersuchten WP und für fünf Arten/Artengruppen eine Schätzung auf das gesamte Projektgebiet von PROGRESS. Unter den elf häufigeren Kollisionsopfern entfallen nach Schätzung 71 % der Kollisionsoffer auf nur fünf Arten/Artengruppen: Feldlerche, Star, Stockente, Möwen und Ringeltaube. Es ist bemerkenswert, dass auf diese Arten in der zentralen Fundopferdatei der Vogelschutzwarte Brandenburg nur 28 % entfallen. Greifvögel, die in der zentralen Fundopferdatei mit 35 % vertreten sind, erreichen nach den PROGRESS-Daten nur 11 %. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit für systematische Untersuchungen unter Berücksichtigung von Untersuchungsaufwand und Erfassungsfehlern. Bei Zufallsfunden und unsystematischen Kontrollen erfolgt automatisch eine Gewichtung zu auffälligen Arten und zu Arten, bei denen die Meldebereitschaft aufgrund des öffentlichen Interesses höher ist. Dies erschwert eine Bewertung der tatsächlichen Betroffenheit der verschiedenen Arten.

In Übereinstimmung mit den begleitenden Sichtbeobachtungen entfällt der größte Teil der Kollisionen auf die häufigen und ungefährdeten Arten der Agrarlandschaft, die sich in den WP selbst aufhalten und dort auch zur Nahrungssuche gehen. Das Kollisionsrisiko ist dabei artspezifisch, wobei eine hohe Übereinstimmung verwandter Arten zu bestehen scheint. Dies erlaubt zumindest in Grenzen eine Übertragung der Einschätzung des Kollisionsrisikos auf Arten, von denen bislang wenige Daten vorliegen. Die Arten der häufigeren Kollisionsoffer, wie auch Greifvögel, wurden überproportional häufig im Nahbereich von WEA festgestellt und zeigten kaum erkennbare Ausweichreaktionen. Bei Gänsen und Kranichen konnte dagegen sowohl eine Meidung der WP wie auch deutliches Ausweichverhalten beobachtet werden. In den Funden der Kollisionsoffer sind nachts ziehende Arten deutlich unterrepräsentiert und eine Gefährdung von Arten des millionenfachen nächtlichen Breitfrontenzuges nordischer Singvögel durch WEA kann ausgeschlossen werden. In Anbetracht des hohen Untersuchungsaufwands ist davon auszugehen, dass solche Arten, die häufig im Untersuchungsraum vorkommen, aber nicht oder nur in geringen Anzahlen als Kollisionsoffer erfasst wurden, auch nicht wesentlich vom bisherigen Ausbau der Windenergienutzung im Norddeutschen Tiefland betroffen sind. Für seltenere Arten ist dieser Rückschluss jedoch nicht zulässig, da die Repräsentativität der Untersuchungen hier an ihre Grenzen kommt.

Es ist insgesamt bemerkenswert, dass die Kollisionen mit WEA vorrangig am Tag und bei Arten mit guten Flugeigenschaften erfolgen, wogegen Arten mit schlechterer Manövrierfähigkeit, wie etwa Gänse oder Kraniche, sowie nachziehende Arten deutlich seltener mit WEA kollidieren. Andererseits ist der genaue Kollisionszeitpunkt nicht bekannt und kann insbesondere bei der häufig als Kollisionsopfer gefundenen Stockente – die tagsüber nur in geringen Zahlen beobachtet wurde – auch während der Nacht erfolgt sein. Die Artenzusammensetzung der Kollisionsopfer weist angesichts der Ergebnisse der durchgeführten Beobachtungen zur Flugaktivität darauf hin, dass das Kollisionsrisiko wesentlich vom Verhalten der Vögel gegenüber den Anlagen bestimmt wird. Während einige Arten WEA offensichtlich als störende Strukturen wahrnehmen, nähern sich andere Arten diesen ohne Meidungsreaktionen zu zeigen an und werden durch die Rotoren gefährdet. Spezielle Verhaltensweisen (Balz, Revierkampf, Nahrungssuche u. a.) können die Wahrnehmung von WEA beeinflussen. Die begleitenden Beobachtungen zur Flugaktivität von Vögeln in den untersuchten WP, wie auch eine Habitatanalyse ließen dabei keine näheren Schlüsse zu, unter welchen Umständen es zu Kollisionen kommt. Dies weist darauf hin, dass das Kollisionsrisiko wesentlich aus situativen Verhaltensweisen von Vögeln gegenüber WEA entsteht, die derzeit nicht generalisiert werden können, so dass auch die vorhandenen Prognosemodelle Kollisionsraten von Vögeln über deren Flugverhalten nicht mit einer zufriedenstellenden Genauigkeit vorhersagen können.

Die verwendeten Populationsmodelle weisen beim Mäusebussard für den Betrachtungsraum auf einen negativen Effekt auf Populationsniveau hin. Dies ist ein zunächst überraschendes Ergebnis, da der Mäusebussard als häufigste Greifvogelart Deutschlands bisher nicht im Fokus der Diskussion stand. Vor dem Hintergrund einer flächendeckenden Verbreitung und eines generell erhöhten Kollisionsrisikos bei Greifvögeln ist es jedoch plausibel, dass diese Art stärker durch den Ausbau der Windenergienutzung betroffen ist. Beim Mäusebussard kommen weitere anthropogene Mortalitätsursachen hinzu, wie Straßen- und Schienenverkehr, sowie negative Einflüsse durch Habitatveränderungen, welche Bestandsrückgänge auslösen können. Mortalität durch Windenergieanlagen hat nach den Ergebnissen von PROGRESS einen wirksamen Anteil an bereits erfolgten Bestandsrückgängen. Die Modelle weisen für den Rotmilan auf ähnliche Effekte hin. Effekte auf die Population des Rotmilans könnten in PROGRESS jedoch ungenauer eingeschätzt worden sein, da die Art weniger gleichmäßig im Untersuchungsraum vorkommt und die Anzahl erfasster Kollisionen gering war. Nähere Untersuchungen in den Schwerpunktgebieten des Rotmilans werden daher empfohlen. Für den Seeadler lagen keine ausreichenden Daten für eine genauere Betrachtung von Populationseffekten vor. Die verwendeten Modelle können nur eine begrenzte Menge von Einflussgrößen auf die betrachteten Greifvogelpopulationen berücksichtigen und die Ergebnisse weisen sehr weite Vertrauensintervalle auf. In der Konsequenz muss jedoch auf der Basis der Ergebnisse von PROGRESS in Betracht gezogen werden, dass auch weitere Greifvogelarten, deren Bestände zu gering sind, als dass quantitative Angaben erhoben werden könnten, durch den Umfang des bereits erfolgten Ausbaus im norddeutschen Tiefland auf Populationsniveau betroffen sein könnten. Relevante Einflüsse, die zumindest auf lokaler Ebene bestandswirksam sind, können auch für weitere Arten, wie etwa den Kiebitz, nicht ausgeschlossen werden.

Aus den Befunden von PROGRESS ergibt sich zugleich eine Entwarnung für den größten Teil der im Untersuchungsraum vorkommenden Vogelarten, für die auch in Bezug zu dem sehr umfangreichen Ausbau der Windenergienutzung keine Bestandsgefährdung durch Kollisionen zu erwarten ist. Für andere Arten, vor allem Mäusebussard und Rotmilan, weisen die Ergebnisse dagegen da-

rauf hin, dass durch den derzeitigen Ausbauzustand bereits Kollisionsraten auftreten, die zu einem Bestandsrückgang führen können.

Die Befunde von PROGRESS weisen auf einige Schwierigkeiten für Vorsorgemaßnahmen zur Vermeidung oder Verminderung des Kollisionsrisikos gefährdeter Arten bei der Planung von WP hin. Bisherige Ansätze zielen vor allem in Bezug auf artenschutzrechtliche Belange auf Mindestabstände zu Brutplätzen gefährdeter Arten ab. Dies ist insoweit gerechtfertigt, als die Brutplätze zumindest in einem Teil des Jahres ein Aktivitätszentrum bilden und die Annahme, dass das Kollisionsrisiko in Zusammenhang mit der Häufigkeit von Flugbewegungen in einem Gebiet steht, trotz empirischer Schwierigkeiten, dies exakt nachzuweisen, nicht zu verneinen ist. Der Wirksamkeit pauschaler Abstandsradien steht jedoch entgegen, dass die Flugaktivität von Arten sich kaum gleichmäßig über verschiedene Habitate verteilt und die Habitatnutzung im Jahresverlauf und über die Jahre veränderlich ist. Sämtliche Arten der häufigeren Kollisionsopfer bei PROGRESS kommen auch außerhalb der Brutzeit in Norddeutschland vor, manche der gefundenen Kollisionsopfer treten nur als Rastvögel auf. Die Anzahl der Kollisionsfunde war im Herbst jedoch vergleichbar hoch wie jene im Frühjahr. Auch wenn bei einigen Arten, wie etwa der Feldlerche, das Kollisionsrisiko mit bestimmten Verhaltensweisen während der Brutzeit verbunden ist, liegen für den größten Teil der Arten keine Hinweise darauf vor, dass das Kollisionsrisiko während der Brutzeit erhöht ist. Für sämtliche Arten der häufigeren Kollisionsopfer bei PROGRESS gilt, dass deren Vorkommen in den WP von der Art der Landnutzung abhängt, die ebenfalls saisonal und jahresweise sehr veränderlich ist. Veränderungen in der Landnutzung führen dabei zu Veränderungen in der Lage der Brutplätze, sowie der Nahrungs- und Rastgebiete. Dies grenzt die Möglichkeiten der Eingriffsminderung und -vermeidung auf Projektebene stark ein. Die Anzahl Kollisionen einzelner Arten hängt daher in einem größeren Bereich wesentlich von dem Summationseffekt der Anzahl installierter WEA ab, welcher nur begrenzt bei der Planung einzelner Projekte verringert werden kann.

Aus den Ergebnissen von PROGRESS ergeben sich zunächst keine direkten Auswirkungen auf Genehmigungspraxis von Windparks, die weiterhin in Artenschutzrechtlichen Prüfungen zu betrachten sind. Für die drei näher betrachteten Greifvogelarten wird im Folgenden kurz die Bestandssituation in Bezug auf die Entwicklung der Windenergienutzung und mögliche direkten Konsequenzen für die Genehmigungspraxis zusammengefasst:

- Rotmilan: Die Ergebnisse von PROGRESS deuten bei vorsichtiger Interpretation der geringen Datenlage in Übereinstimmung mit der Untersuchung von BELLEBAUM et al. (2013) darauf hin, dass der derzeitige Ausbau der Windenergienutzung keinen generellen Bestandsrückgang durch Kollisionen bewirkt. Für den weiteren Ausbau besteht jedoch eine hohe Notwendigkeit, die Artenschutzrechtlichen Belange für die Art zu berücksichtigen. Dazu ist anzumerken, dass der neue Vorschlag der Landesarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG VSW 2015), der als Planungsgrundlage angewendet werden kann, einen Abstand von 1.500 m zu Brutplätzen einzuhalten, deutlich über aktuelle wissenschaftliche Empfehlungen (HÖTKER et al. 2013) hinausgeht. Gegenüber dem derzeit in vielen Fällen angewendeten Wert von 1.000 m würde diese Regelung eine Verdoppelung der um Brutplätze freizuhaltenen Fläche bedeuten. Bei Anwendung eines Radius von 1.500 m würde damit eine weitreichende Vorsorge getroffen und es wäre zu erwarten, dass der weitere Ausbau der Windenergienutzung mit geringeren Auswirkungen auf den Rotmilan erfolgen würde. Eine Fortführung der bisherigen Planungspraxis auf der Basis Artenschutzrechtlicher Prüfungen

(s.a. Kap. 8) ist damit möglich, wobei eine Überprüfung der Wirksamkeit von Abstandsregelungen angeraten wird.

- Seeadler: Die starke Bestandszunahme parallel zum Ausbau der Windenergienutzung weist darauf hin, dass diese den Bestand des Seeadlers nicht, oder nur wenig beeinflusst. Die Empfehlungen der LAG VSW (2015) gehen mit 3.000 m Ausschlussgebiet um Brutplätze des Seeadlers wiederum über die Empfehlungen von HÖTKER et al. (2013) hinaus. Eine Fortführung der bisherigen Planungspraxis auf der Basis Artenschutzrechtlicher Prüfungen (s.a. Kap. 8) ist damit möglich, wobei eine Überprüfung der Wirksamkeit von Abstandsregelungen angeraten wird.
- Mäusebussard: Die Ergebnisse von PROGRESS weisen auf hohe Kollisionsraten und potenziell bestandswirksame Auswirkungen des Ausmaßes bisheriger Windenergienutzung hin. Vor dem Hintergrund des großen Bestands des Mäusebussards in Deutschland tritt dadurch keine akute Bestandsgefährdung auf, aber zumindest regional sind starke Bestandsrückgänge dokumentiert. In welchem Maße diese durch Windenergienutzung und/oder andere Faktoren verursacht werden, bedarf dringend näherer Untersuchungen. Bei der Planung von weiteren Windparks bestehen durch die großflächige Verbreitung dieser Art Probleme bei der Konfliktvermeidung bzw. -minderung und es ist zu prüfen, wie diese in Genehmigungsverfahren berücksichtigt werden können. Wichtiger als bei den anderen Arten wird es beim Mäusebussard voraussichtlich sein, die mit der Errichtung von Windenergieanlagen verbundenen Eingriffe so auszugleichen, dass sie auch der betroffenen Art dienlich sind und den Bestand des Mäusebussards stützen.

Vor dem Hintergrund des erfolgten Ausbaus und der weiteren Ausbauziele der Windenergienutzung im Norddeutschen Tiefland werden daher die folgenden Maßnahmen empfohlen, mit denen die (1) Effekte von Kollisionen auf Vogelbestände näher untersucht und wie Maßnahmen entwickelt werden können, um (2) Konflikte zu vermeiden und (3) Bestände betroffener Arten zu stützen.

(1) Die Ergebnisse von PROGRESS verdeutlichen eine hohe Notwendigkeit für weitergehende Populationsstudien an Arten wie Mäusebussard und Rotmilan und ggfs. weiteren potenziell gefährdeten Arten. Vor dem Hintergrund des erfolgten Ausbaus und der Ergebnisse von PROGRESS erscheint es als bedeutsam, den bestehenden Einfluss der Windenergienutzung, aber auch weiterer Faktoren, auf die Bestände potenziell gefährdeter Arten weiter zu untersuchen und genauer zu ermitteln. Hierzu werden weitere Kollisionsuntersuchungen nach der PROGRESS-Methode empfohlen. Bei Arten mit niedrigen Beständen, bei denen der nötige Aufwand für Kollisionssuchen zu hoch wäre, kann die Markierung von Individuen eine Methode sein, um den Anteil anthropogener Mortalität zu ermitteln. Zur Bewertung der Befunde kann der Aufbau differenzierter Modelle hilfreich sein (z.B. Individual Based Modelling, IBM), welche dichteabhängige Prozesse, die Veränderung von Habitaten und Ressourcen sowie weitere anthropogene Mortalitätsursachen mit einbeziehen.

(2) Die Ergebnisse von PROGRESS verdeutlichen, dass neben projektbezogenen Prüfungen, die jeweils auf einer Momentaufnahme der Vorkommen relevanter Arten beruhen, eine Berücksichtigung des Natur- und Artenschutzes auf höherer Ebene notwendig ist. Der Ausbau der Windenergienutzung in Deutschland beruht auf der Errichtung einer sehr großen Anzahl Windparks, mit

jeweils wenigen Anlagen. Daher sind Summationseffekte bestehender Windparks in der einzelnen Planung schwerer zu berücksichtigen, als auf höherer Ebene. Auch hier ist wiederum eine vertiefte Kenntnis der bereits vorhandenen Effekte der Windenergienutzung bedeutsam. Eine Steuerung des Ausbaus der Windenergienutzung auf höherer Ebene kann beispielsweise so erfolgen, indem in Dichtezentren gefährdeter Arten keine oder weniger WEA zugelassen werden. Dafür kann auch das Instrument des Repowering genutzt werden. Sinnvoll wäre es dabei, Ausschlussbereiche für die Windenergienutzung auch vor anderen Einflussfaktoren zu schützen. So machen Ausschlussbereiche für Wiesenvögel nur dann Sinn, wenn dort auch Maßnahmen getroffen werden, die Wiesenvogelbestände zu erhalten. Das Repowering sollte als Mechanismus zur Steuerung der regionalen Windkraftentwicklung und auch des Rückbaus an konfliktträchtiger Stelle verstärkt eingesetzt werden

(3) Durch Kollisionen mit Windenergieanlagen sind im Norddeutschen Tiefland überwiegend Arten der Agrarlandschaft betroffen. Vögel der Agrarlandschaft weisen unter den Vogelarten Deutschlands generell die stärksten Bestandsrückgänge auf. Die Ergebnisse von PROGRESS verdeutlichen, dass verstärkte Schutzanstrengungen notwendig sind, um die Bestände betroffener Arten zu stützen und zu sichern. Was die Windenergienutzung betrifft, so muss zweifellos im Vordergrund stehen, den Einfluss auf Vogelbestände auf Projekt- und Planungsebene zu minimieren und Eingriffe auszugleichen. Über die Projekt- und Planungsebene hinaus ergibt sich jedoch die Notwendigkeit von weiteren Schutzmaßnahmen. Schutzprogramme für Grünland und die Förderung extensiver Agrarlandschaft können die Bestände rückläufiger Arten stabilisieren und als flankierende Maßnahmen so einen Beitrag zur Zielsetzung leisten, den Ausbau der Windenergienutzung natur- und umweltverträglich zu gestalten.

Die Ergebnisse von PROGRESS unterstreichen die Notwendigkeit, bei der Planung des weiteren Ausbaus der Erneuerbaren Energien, in diesem Fall der Windenergienutzung, die Belange des Natur- und Artenschutzes frühzeitig zu berücksichtigen. Vor dem Hintergrund einer sehr großen Zahl einzelner Genehmigungsverfahren für Windparks erscheint es als sehr schwierig, insbesondere kumulative Wirkungen adäquat auf Projektebene zu berücksichtigen. Mögliche Zielkonflikte sollten daher auf der obersten Planungsebene, möglichst bei der Festlegung der Ausbauziele, definiert und Lösungen vorbereitet werden.

10 SUMMARY AND CONCLUSIONS

Georg Nehls & Thomas Grünkorn (BioConsult SH)

Summary

The research project “Prognosis and assessment of collision risks of birds at wind turbines in northern Germany” (PROGRESS) deals with bird collisions, a central area of conflict between the development of further wind energy use and nature conservation. Since many bird and all bird of prey species are strictly protected by EU legislation, collisions present a legally important conservation aspect in the permission process. This research & development project focused on the extent of mortality at wind turbines. Based on this spatial planning background data for the prognosis and assessment of the collision risk with onshore wind turbines were developed.

So far, only locally conducted studies were available for Germany. Therefore, it was the aim of this project to collect a representative dataset on collision rates of birds with onshore wind farms by conducting a systematic field study across several federal states of Northern Germany and to then develop general statements and recommendations for the conflict assessment and conflict resolution as part of the site selection process for further wind energy development. Comprehensive systematic searches for fatalities and observation of flight patterns were performed at various wind farms.

The project extended previous studies in the field of bird collisions at wind turbines and allows an informed assessment of the development of wind energy utilization in Germany.

In the context of PROGRESS the North German lowland was investigated as a focus area for current and future use of wind energy in Germany. 46 windfarms throughout northern Germany were examined. Emphasis was placed on the federal states of Schleswig-Holstein, Lower Saxony and Mecklenburg-Western Pomerania and Brandenburg. As some windfarms were investigated more than once, a total of 55 data sets were generated (subsequently termed wind farm season). The determined target species were: birds of prey (occurrence in the VSW list), large birds (often small populations) and breeding and resting bird species (utilization of the wind farm area).

PROGRESS is a collaboration between the three consultancies BioConsult SH GmbH & Co.KG, ARSU GmbH and IfAÖ GmbH and the Department of Animal Behaviour of the University of Bielefeld.

The start of the project was the 1st of November 2011 for a period of up to the 30th of June 2015. A project accompanying group (PAG) met on the 22nd February 2012 at the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Building and Nuclear Safety and on the 22nd of January 2014 at the Federal Ministry for Economic affairs and Energy in Berlin. Two workshops with international participants were held (28./29. November 2012 in the BMU, Berlin and 09. March 2015 at the TU Berlin).

Presentations from the workshops and this final report can be found on the PROGRESS website (www.bioconsult-sh.de/projekte/progress).

The search for collision victims was conducted in five field seasons from spring 2012 to spring 2014 (three spring and two autumn field campaigns). In the context of PROGRESS 46 different WP were examined. Since some wind farms were examined more than once (two to three times), overall 55 wind farm seasons were recorded. Searches were carried out with a transect design where mostly two scientists searched for dead birds along predefined parallel transects that were 20 m apart. All retrievals within a search plot – with a radius of the height of the wind turbine – were classified as collision victims.

A total of 291 birds were found during the study period. The two most frequently found species were the common species Wood Pigeon (*Columba palumbus*) and Mallard (*Anas platyrhynchos*). Among the 15 most frequently found species are five target species of the project: Common Buzzard (*Buteo buteo*), Lapwing (*Vanellus vanellus*), Golden Plover (*Pluvialis apricaria*), Red Kite (*Milvus milvus*) and Kestrel (*Falco tinnunculus*). Waterfowl (ducks, geese/waders/gulls) represent half of the fatalities. The group of other non-passerines is the largest group due to doves which were frequently found. Birds of prey do not dominate the list. Nocturnal broad front migratory songbirds (especially thrush species) are hardly represented among the fatalities.

The total track length that was covered amounted to 7,672 km. With 291 birds found in total, this lead to an average of one bird found every 27 km.

The estimated total number of fatalities was extrapolated from the number of birds that were actually found by considering several correction factors. The rendered surface extent was determined by buffering the actual transect line in the search circle with 10 m wide strips on both sides.

The carcass removal rate (caused e. g. by predators) was determined experimentally by conducting 81 experiments in which 1,208 birds were laid out in 46 windfarms. The calculated daily probability of finding the bird ("survival probability") was high (usually over 90%).

The search efficiency was determined experimentally by placing birds (two conspicuousness classes) in different areas covering five vegetation classes. Under good search conditions about 50% of the inconspicuous birds and 72% of the more noticeable birds were found. The good agreement between the scientists (high observer reliability) justifies the general applicability of the survey results.

The expected distribution of collision victims was determined by placing the individually measured distances of the retrievals to the wind turbine in relation to the total rendered surface in that particular distance ring.

The proportion of collision victims outside the search circle was between 7 and > 20 %. However, for the collision victim estimate, only birds that were found within the search circle were taken into account, as the search effort can only be calculated for these finds. In order to avoid an underestimation of the number of actual collision victims, it is necessary to correct for the proportion of collision victims outside the search circle.

For the following species and species groups an extrapolation to each surveyed wind farm was carried out: Common Buzzard, Golden Plover, gulls, Kestrel, Mallard, Lapwing, Red Kite, waders, Wood Pigeon, Skylark (*Alauda arvensis*) and Starling (*Sturnus vulgaris*).

The relative uncertainty of these projections decreased only with more than ten actual finds, so that for five species or groups of species an extrapolation for the non-examined wind turbines and wind farms in the entire study area of PROGRESS (federal states NI, SH, MV und BB) was performed. These are shore birds, Common Buzzards, gulls, Wood Pigeon and Mallard.

An extrapolation of the results for the entire project area leads to numbers of around 7,800 Common Buzzards, 11,000 Wood Pigeons and 11,800 Mallards killed per year. Based on the breeding population in the project area this translates to 0.4 % of Wood Pigeons, 4.5 % of Mallards and 7 % of Common Buzzards (with floaters and migrating birds). Other estimates of anthropogenic fatality do not exist for Germany. In the US, Loss et al. (2015) showed negligible numbers of wind energy fatalities compared to fatalities caused by cats, buildings, traffic, power lines and communication towers. In Germany, the actual dominating cause of death of (ringed) birds of prey is traffic (BAIRLEIN et al. 2014).

For comparison, the annual harvest by hunting is 12 times higher for the Mallard and 16 times higher for the Wood Pigeon. For the protected Common Buzzard, the reported kills in Schleswig-Holstein were in the range of 18 % of the breeding population with floaters and migrating birds until 1970.

In the context of PROGRESS, observations across 55 windfarm seasons were carried out in northern Germany to assess the spatial distribution of birds flying near or within windfarms and their avoidance behaviour in relation to wind turbines. We distinguished between target species (birds of prey, waders, geese, cranes and other large birds) and secondary species that were recorded with a varying degree of intensity.

The most abundant secondary species were Wood Pigeon and Starling. Most individuals observed within the rotor height were pigeons and swifts. Songbirds, gulls and ducks were predominantly observed below the rotor swept zone.

The largest share of sightings of target species consisted of raptors, while the most frequently observed group of birds were geese. The most frequently observed raptor species were Common Buzzards and Red Kites. Other raptor species only occurred in lower numbers.

For both geese and crane (*Grus grus*) avoidance of windfarms as well as a distinct avoidance behaviour could be observed. Birds of prey on the other hand were found disproportionately often in the vicinity of wind turbines and hardly displayed a recognizable avoidance behaviour. There is a mixed picture for waders.

Across 55 wind farm seasons, systematic collision victim searches were carried out and data on flight activity were collected for selected target species in parallel for PROGRESS. This approach allowed an analysis of the extent to which the number of estimated collision victims, based on the collision victim searches, is dependent on the determined flight activity. Furthermore, it was assessed whether the number of collision victims, based on the flight activity data and projected by the BAND-model, were consistent with the numbers determined by collision victim searches. This led to the following results:

- For the Common Buzzard and the Golden Plover, no significant influence of flight activity on the number of determined collision victims could be observed.

- On the basis of the recorded flight activity data, the projections of the BAND model led to a drastic underestimation of collision victims.

In this project, all parameters, assumptions and calculation steps that feed into the BAND-model were considered in terms of possible effects on this result. In summary, the mechanistic structure of the BAND-model cannot depict the inherent variability of the raw data. In particular, the stochasticity of flight activity in the danger zone (see chap. 5.4.2.4, 5.4.3.1 und 5.4.3.2) and a combination of uncertainty factors (see chap. 5.4.4) appear to be decisive for this.

The validation approach results of PROGRESS are in agreement with the critical discussion of the BAND-model in the literature (CHAMBERLAIN et al. 2006, MAY et al. 2010, 2011).

The inadequate results of the BAND model projections can partially be attributed to the flight activity observations that fail to depict it in adequate quantity or quality (very small sample size, high impact of individual events). However, chap. 5.4.2.2 shows that for a 'correct' projection, regarding the determined collision victims such a large amount of flight activity data would have to be recorded that in view of the knowledge about activity times of the observed species during the day, this has to be considered as unrealistic.

The observed discrepancy between the estimates based on the collision victim searches and the projections of the BAND-model is thus only partially attributable to methodological problems of the observation of spatial use. As shown, a number of inherent weaknesses in the BAND-model approach also contribute to this discrepancy. In addition, it is sensitive when changes are made to various input data (CHAMBERLAIN et al. 2006). Although technical parameters such as rotor diameter and total height are fixed, other parameters such as rotor speed or the angle of the tilt of blades are difficult to include precisely. Concerning bird behaviour, next to the proportion of activity in the danger zone, flight speed, flight height and wind direction are also subject to a high level of uncertainty.

Overall, the main problem of the calculations using the BAND-model seems to be largely the only vague relationship between the observable flight activity and the collision risk. The model assumes a linear relationship between the length of stay and danger, which does not apply in most cases (DE LUCAS et al. 2008). In addition, the collision model contains information about the avoidance rate in the form, which implies that a certain - but ultimately unknown - part of the projected birds on a collision course performs appropriate responses to avoid a potential collision. The model also assumes that this avoidance rate is constant over all individuals of a species (regardless of age), which has to be considered unlikely. Thus, the biggest limitation of the model is based on the many hardly substantiated assumptions about bird behaviour, simply because the BAND-model is a stochastic/mechanistic and not a behavioural model.

Given these results, it is assumed that the existing environmental stochasticity and irregular, but not necessarily rare sporadic events, which lead to a diversion of attention or a restriction of manoeuvrability (e. g. territorial conflicts, wind gusts), cannot adequately be represented using such a mechanistic model. This is particularly noticeable for the assumption that the probability of presence and thus the probability of collision of a bird is supposed to be identical at any given point within a height class of an area.

However, various studies have shown that single-detached or peripheral wind turbines often stand out as collision sites and specific wind turbine locations are associated with an increased risk (ORLOFF & FLANNERY 1992, BARRIOS & RODRIGUES 2004, SMALLWOOD & THELANDER 2004, EVERAERT & STIENEN 2007, DREWITT & LANGSTON 2008, SMALLWOOD & KARAS 2009, SMALLWOOD et al. 2009, FERRER et al. 2012). Nevertheless, a majority of studies (mostly meta-analyses) cannot identify a distinct statistical connection between mortality rates and the characteristics of a given wind turbine (HÖTKER 2006, BARCLAY et al. 2007, PEARCE-HIGGINS et al. 2012). Furthermore, the majority of wind turbines do not cause fatalities (BARRIOS & RODRÍGUEZ 2004, DE LUCAS et al. 2012a).

Even though there might be complicated interrelationships between plant-specific characteristics, topography and species-specific behaviour (BARRIOS & RODRÍGUEZ 2004, SMALLWOOD et al. 2009, DE LUCAS et al. 2012b, SCHAUB 2012), it is likely that the location of the wind turbine within the surrounding landscape has a greater impact than particular turbine characteristics such as the hub height (Hötker 2006). Thus, there is a broad consensus in the literature that the risk of collision is mainly dependent on the location, the topography and the range of species (GOVE et al. 2013).

Other factors such as the prevailing wind conditions, other weather parameters or type and height of flight and the time of day additionally affect the risk, as well as the age of the animals, their behaviour (interactions etc.) and the time of the annual cycle of the species (LANGSTON & PULLAN 2003). Only if each of these aspects is taken into account, ideally, can the risk be assessed adequately.

Given the results, the suitability of the BAND-model for the evaluation of an anticipated collision risk for a planned windfarm at an 'average' onshore site is limited, since the projections do not forecast absolute collision victims at an adequate scale. However, the model allows standardized comparisons of relative risks, e.g. for the assessment of various repowering scenarios (DAHL et al. 2015) or to illustrate the influence of various distances to a breeding site (RASRAN & THOMSEN 2013).

Otherwise, it appears that the model can only be used sensibly, when the variability of flight activity is as low as possible, i.e. that there is a good predictability to the course, altitude, direction and intensity of the use of flight paths. For example, this might be the case for flights between breeding colonies of gulls, terns or herons and their foraging grounds, on concentrated migratory routes (guiding lines along a relief) or occasionally during foraging flights of Ospreys (*Pandion haliaetus*) and White-tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*) (high fidelity to breeding sites and consistent foraging areas). But even for large bird species the location of the used area in each year – and thus their spatial use – can change due to changing cultivation conditions (shown for the Lesser Spotted Eagle: LANGGEMACH & MEYBURG 2011). Also the actual or missing breeding success and not least the presence of possible neighbours and their breeding success (MEYBURG et al. 2006, LANGGEMACH & MEYBURG 2011, MELUR & LLUR 2013) play a crucial role for the anticipated flights through the area of a planned wind farm.

A further aim of the PROGRESS project was to model target species on the population level considering an additional mortality due to collisions with wind turbines based on the determined collision rates. Deterministic matrix models were used to simulate whether the additional mortality would affect the population trajectories of target species in a qualitative way. The analysed data allowed an assessment of the effects on the target species Common Buzzard (*Buteo buteo*), Red

Kite (*Milvus milvus*) and Common Lapwing (*Vanellus vanellus*), whereas the credibility interval for the estimated collision rate of White-tailed Sea Eagles (*Haliaeetus albicilla*) was so large that any interpretation of the simulation was deemed to be not meaningful. Two scenarios of wind turbine density were considered: first the actual density of wind turbines as of 2014 for the federal states of NI, SH, MV and BB, secondly the annual wind turbine dynamics for these federal states between 2000 and 2014. All simulations based on the median collision rate resulted in decreasing populations for the Common Buzzard, and four out of six simulations did so for the Red Kite, with two simulations predicting stable population. Based on these results, it is apparent that collisions with wind turbines will have effects that will lead to declining populations for these two species. For the Common Lapwing, potentially significant population effects are currently masked by the already very negative population dynamics, most likely caused by a very low reproductive rate. These conclusions seem to be relatively robust against changes in the assumptions underlying the models.

A multivariate analysis to explain variation between windfarms in the estimated collision rate for eleven species or species groups was conducted. The question was, whether certain windfarms are more prone to lead to collisions due to the surrounding habitat or the turbine characteristics of the wind turbine. The analyses were based on agricultural use data, distance of the windfarm to the next forest patch as well as turbine characteristics. Principal component analysis was conducted before multivariate model selection was performed, based on an information-theory approach. For the vast majority of species or species groups (eight out of eleven analyses), no robust correlate of variation in collision rate between windfarms could be found, and further analyses suggested that for two out of the three species or species groups, the found correlates were not robust against outlier removal. Hence, only for one species group (gulls), a robust correlate of variation in collision risk between windfarms was found. In conclusion, variation in the collision rate between windfarms could not be explained by the variables included in this analysis, or it could be that collisions with wind turbines are mostly a stochastic event that is hard to predict by any habitat variables.

The systematic collision victim searches for PROGRESS have demonstrated that collision victims are to be expected at almost any wind farm site (in only 6 of 55 wind farm seasons no collision victims were found, Chap. 2). In addition, it is apparent from the PROGRESS list of species and from the VSW list that in principle any species might collide with a wind turbine. However, there are marked and specific differences how different species are affected. In absolute terms, common species that stay within windfarms without a pronounced avoidance behaviour collide the most (e. g. Skylark, Starling, Wood Pigeon, Mallard, Common Buzzard, gulls). In relation to population size birds of prey and large birds collide disproportionately frequently.

With respect to legal species protection requirements during the planning of a wind farm site, it is necessary to examine whether species occur in the area that are “especially prone to be affected due to their behaviour”. The number of potential victims has to exceed a certain value so that a significantly increased killing risk can be asserted, and that can in turn be considered as significant in terms of population size and natural mortality. It is therefore necessary to assess in each case, taking specific local factors into account, whether for certain particularly collision prone species (due to their spatial use and behaviour) collision victims have to be expected to an extent that has to be considered as significant in the light of their sensitivity at the population level. This extent, as a criterion for a significantly increased killing risk, is species-specific and may vary from one in-

dividual (e. g. for the Lesser Spotted Eagle (*Aquila pomarina*)) to a larger number (e. g. Skylark or Mallard). However, it does not have to be that large that it already leads to adverse effects at the population level.

This threshold for a significantly increased collision risk is thus a quantitative measure, which can, however, not be expressed as tangible numbers for collision victims. This is primarily the case, due to the lack of a validated method to forecast the collision risk before the construction of a windfarm (Chap. 5), in part because a clear quantitative relationship between flight activity and collision risk has so far not been established for birds (Chap. 3), unlike for bats. This is especially true in the light of the long period of operation of a windfarm, within which there may be significant changes in the situation for the local population and thus the collision risk. In this respect there is no standard to check compliance or whether an absolute threshold level has been exceeded.

Generalized statements for the occurrence of a significantly increased collision risk are therefore limited. For breeding birds the distance to the nesting site can be used as a first approximation, within which an increased flight activity or particularly collision prone behaviours (e. g. courtship and territorial flights) have to be expected for certain species. A tangible assessment of the collision risk is only possible for individual cases, for which a qualitative behavioural ecological assessment based on a spatial land use analysis is proposed. For this, however, the species-specific spatial-temporal variability of land use has to be considered, in the view of which it is to be assessed, whether the collected data represent only a snapshot and do therefore not constitute a reliable basis for assessing the operational span of the planned windfarm.

Thus, it is proposed to combine this approach with a stronger legal species protection operational support. This may be particularly necessary for those species that are already adversely affected on the population level by collision caused mortality due to the numbers of wind turbines that have significantly increased in Germany. According to current knowledge this is relevant for the Common Buzzard and the Red Kite (Chap. 6). However, it is to be expected that with continued expansion, these cumulative effects will also occur for other species.

Such a legal species protection operational support would be constituted in its core by three pillars of monitoring (inventory control), protective measures (e. g. habitat improvement, increasing breeding success) and possibly temporary operating restrictions - each depending on the target species and the local population trend. With regards to the additional costs, at least some could be absorbed by reducing the very complex spatial land use observations in the course of planning, provided a realistic assessment of the individual case would show that their value has already to be considered limited due to spatial and temporal variability.

It can be assumed that cumulative effects will become more significant with a further increasing number of wind farms. Accordingly, the demands on conflict resolution from a legal species protection point of view will increase. It will also have to be expected more frequently that legal species protection conflicts might not always be adequately resolvable for an individual project. Therefore, overarching solutions are required that accompany the further expansion of wind energy use and ensure that this does not lead to a severe decline of certain bird species that are particularly affected by collisions. Specifically, the following would have to be mentioned:

- Large-scale wildlife conservation programs e.g. for Red Kites and Common Buzzards that improve habits, particularly in terms of food availability and lead to a compensation of collision losses at the population level (increase in reproduction rate, reduction of other anthropogenic mortalities).
- Identification of species-specific density centres that are of particular importance as source populations, and assessing targeted measures to protect and promote them, e. g. by appropriate directed species relief measures, protection against collisions by having wind turbine free areas or by increasing requirements on the avoidance of losses (unless already protected by legal reserve categories).
- Development of concepts and practical testing of a legal species protection operational support in terms of their effectiveness and their economic effects.
- Increased research efforts in terms of scale and addressing cumulative effects.
- Increased research regarding the effectiveness of specific measures for the prevention and control of collision losses.

Conclusions

Collisions of birds (and bats) are a key area of conflict between the expansion of wind energy use and nature conservation. Although a large number of studies have already addressed this topic, there are only a few systematic studies that quantified the collision rates of birds and judged the importance at population level. This complicates the assessment of a possible conflict. With regard to strict legal species protection affecting planning permission for the construction of wind turbines, a lack of knowledge poses a potential obstacle for the intended expansion of wind energy use.

The project PROGRESS investigated for the first time on a large scale and quantitatively the collision rates of birds with wind turbines accompanied by visual flight activity surveys. The North German lowland was chosen as the study area, because of its particular importance for the use of wind energy in Germany and because approximately half of the wind turbines currently operating in Germany are located here (2014: 12,841 in the project area of PROGRESS (federal states Lower Saxony / Schleswig-Holstein/ Mecklenburg-West Pomerania/ Brandenburg) of a total of 24,867 in Germany (<https://www.wind-energie.de/themen/statistiken/deutschland>)). Thus, representative statements on the collision risk of birds of Northern Germany are possible for all species. However, due to the relatively small numbers of fatalities found the extent of collisions can only be quantified for fewer species. The project is based on collision victim searches that were conducted with a considerable effort, and a simultaneous determination of detection errors, such as search efficiency and carcass removal of the collision victims as well as an accurate determination of the searched area. The determination of these factors allows an estimation of the actual collision victims for the investigated wind farms and the investigation period. It is a very important result of PROGRESS that the determined correction factors are relatively small, i.e. the search efficiency within the selected transects (20 m width) with a search efficiency of 50 to 70 % under good conditions and the persistence of carcasses of collision victims was quite high with a daily removal rate of < 10 %. These two correction factors only contribute little to the uncertainty in the estimation of the number of fatalities As searching along linear transects result in decreasing

relative area coverage with increasing distance to the wind turbine, a larger correction for area coverage is necessary. Nevertheless, the method developed for PROGRESS is considered as very suitable for the estimation of collision victims. However, a naive transfer of the determined correction factors to other studies is not recommended, as they were derived for local conditions and with the particular methodology used. Given these assumptions and based on of this methodology for the determination of collision victims, we emphasise that:

1. the required effort is very high. For PROGRESS and under good search conditions (flat agricultural land with low vegetation) in a 20 m wide search strip, one collision victim was found for every 27 km of transect line searched. With a total effort of 7,500 km of covered transect line 291 fatalities were found which were distributed among 57 species. The necessary effort to obtain robust data on species-specific collision rates is thus very high.
2. the possible investigation effort is limited by geographical features and vegetation structure. The search for collision victims in areas with a higher and/or denser vegetation than what has been accepted for PROGRESS would severely restrict search efficiency and significantly raise the necessary effort to obtain a sufficient sample size. Search effort in fullgrown cereal or maize fields as well as in forests was therefore deemed unacceptable during PROGRESS. This limits the applicability of the method, both seasonally and spatially. However, since no alternative methods, which would allow more efficient searches, are currently available, this is regarded as a tolerable restriction for the determination of collision rates, but it has to be considered when actual collision rates are projected.
3. the low finding rates – in accordance with the low collision rates of most species – impedes the formulation of quantitative statements, especially for rare species, because the necessary effort for these species is not workable cannot be rendered. However, since some particularly relevant species, e. g. birds of prey, have relatively low abundances, the necessity arises that other methodological approaches for the determination of collision rates have to be developed, too.

The overall low numbers of fatalities found allow a projection of collision numbers for the investigated windfarms for eleven species/ species groups and a projection for the entire study area of PROGRESS for five species/ species groups. Among the eleven frequent collision victims 71 % are accounted for by five species/ species groups: Skylark, Starling, Mallard, gulls and Wood Pigeon. It is noteworthy that these species account for only 28 % in the national reference database of Vogelschutzwarte Brandenburg (VSW-list). Birds of prey, which are represented in the national reference database with 35 %, account for only 11 % of fatalities according to PROGRESS data. This highlights the necessity for systematic studies with consideration of investigation effort and correction factors. Chance records of fatalities in unsystematic controls automatically lead to a bias for more noticeable species and species with higher public interest. This hampers the assessment of the actual degree to which the various species are affected.

In accordance with the accompanying visual observations the majority of collisions happen to abundant and non-endangered species of the agricultural landscape, which are resting or foraging in the wind farm. The collision risk is species specific, but a high similarity seems to exist for related species. This allows, at least within certain boundaries, a transfer of the assessment of the collision risk to species for which little data exists so far. Those species that collide frequently, as well

as birds of prey, were found disproportionately often in the vicinity of wind turbines and displayed hardly recognizable avoidance behaviour. Geese and Crane, on the other hand, exhibit both macro and micro avoidance behaviour around wind turbines. Among the fatalities, nocturnally migrating species are significantly underrepresented and a threat by wind turbines to species of the nocturnal broad front migration of northern songbirds can be ruled out. Given the high investigation effort, it can be assumed that those species that are common in the study area, but were only detected in small numbers as collision victims, are not significantly affected by the recent expansion of wind energy in the North German lowland. For rare species, however, this conclusion cannot be drawn due to a limited sample size even in this investigation.

Overall it is noteworthy that collisions with wind turbines predominantly occur during the day and affect species with good flying capabilities, whereas species with poor manoeuvrability, such as geese or cranes, and nocturnal migrant species collide significantly less frequently with wind turbines. On the other hand, the exact time of the collision event is not known and may, in particular for the frequently found collision victim Mallard, which was observed only in small numbers during the day, have happened during the night. Reflecting of the results of the flight activity observations, the species composition of the collision victims indicates that the collision risk is largely determined by the behaviour of the birds towards the wind turbines. While some species apparently perceive wind turbines as disturbing structures, other species approach them without showing any avoidance behaviour at all and are thereby endangered by the rotors. Specific behaviours (courtship, territorial fights, foraging, etc.) can affect the perception of wind turbines. The accompanying flight activity observations of birds within the investigated wind farms, as well as a habitat analysis did not allow to conclude, under which circumstances collisions occur. This indicates that the risk of collision significantly arises from the situational behaviour of birds towards wind turbines, which currently cannot be generalized, so that the existing projection models cannot predict collision rates of birds based on their flight behaviour with satisfactory accuracy.

The population models indicate a negative effect on the population level for the Common Buzzard. This is a new and surprising result, since the Common Buzzard –the most common raptor in Germany - has so far not been considered in the planning process of wind farms. Considering the nationwide distribution and a generally increased collision risk for raptors, a population level effect for this species due to the expansion of wind energy utilization is plausible. The models show similar effects for the Red Kite, but in PROGRESS, the effects on the population of the Red Kite may have been even underestimated because the core distribution area of the species was not included.

Further investigations in Red Kite core areas are hence recommended. For the White-tailed Eagle, PROGRESS generated insufficient data to identify population effects. Only a limited number of variables of relevance for raptor populations can be incorporated into models and the population projections have rather large confidence intervals. However, other less abundant raptor species lacking sufficient data could well be affected on the population level by the already installed number of wind turbines in northern Germany. Factors being relevant at least at the local level cannot be ruled out for other species such as Lapwing.

The outcome of PROGRESS gives an all-clear signal of no concern for the majority of bird species of northern Germany. For other species, especially Common Buzzard and Red Kite, the results in-

dicate that estimated fatality rates based on the current state of wind farm development could already lead to a population decline.

The outcomes of PROGRESS reveal difficulties to identify and use mitigation measures to reduce the risk of collision of endangered species in the planning process of wind farms. Previous approaches addressed primarily minimum distances from breeding sites of endangered species to reduce the collision risk. This is justified as the breeding site is an activity centre - at least in the breeding season and based on the assumption that the collision risk is correlated with frequency of flight movements.

The effectiveness of standard distance radii is however countered by the fact that flight activity of species is not evenly distributed across different habitats and that habitat use is rather variable throughout the year and over the years

All species showing frequent fatalities also occur outside the breeding season in northern Germany, some of the collision victims found only occur as staging birds. The number of fatalities was comparable between the spring and autumn seasons in single species – e. g. Skylark - the collision risk is influenced by specific flight activity pattern in the breeding season, but for most other species, there is no such evidence.

All species with frequent fatalities depend in their abundance on the actual type of land use which changes over seasons and years. Changes in land use result in changes of the breeding site and feeding and resting areas. This limits the possibilities for mitigation and avoidance at the project level to a great extent. As a consequence, the total number of fatalities depends on the total number of wind turbines installed across a larger area which cannot be addressed in the planning process of single wind farm or even wind turbine projects.

In the context of the proposed increase of wind energy use the following measures are recommended to (1) examine the consequences of collisions for bird populations of conservation concern in more detail, and to identify methods (2) how to avoid conflict and (3) support populations of conservation concern.

1. Comprehensive population studies on Common Buzzard, Red Kite and other potentially endangered species are recommended. Models should incorporate individual based modelling, (IBM), which include density-dependent processes, resources and other causes of mortality. Additional investigations applying PROGRESS methodology are recommended.

2. Compensatory measures must be established, not at individual project level, but within the framework of regional planning. As a consequence crucial core areas for breeding or staging of endangered species should have no or fewer additional wind turbines. Exclusion areas for wind energy use should also be protected legally. Repowering should be considered as potential mechanism to constrain the growth of, or even reduce, the number of wind turbines per unit area, especially in core areas of species of conservation concern.

3. Since most species of concern inhabit the agricultural landscape, a habit associated with strongest decrease among bird species in Germany, further intensification of agriculture should be constrained and the structural diversity of the agricultural landscape should be increased.

11 LITERATUR

- ABU (2013): Stellungnahme zu: Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowering von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde.
- AKAIKE, H. (1974): A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19/6: 716-723.
- APARICIO, J. M. & P. J. CORDERO (2001): The effects of the minimum threshold condition for breeding on offspring sex-ratio adjustment in the lesser kestrel. *Evolution* 55: 1188-1197.
- ARNOLD, T. W. (2010): Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. *J. Wildlife Management* 74: 1175-1178.
- BAINES, D. & M. ANDREW (2003): Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse. *Biol. Conserv.* 110: S. 169 - 176.
- BAIRLEIN, F. , J. DIERSCHKE, V. DIERSCHKE, V. SALEWSKI, O. GEITER, K. HÜPPOP, U. KÖPPEM & W. FIEDLER (2014): *Atlas des Vogelzuges – Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel*. Aula-Verlag, 567 pp.
- BAND, B. (2012a): Using a Collision Risk Model to assess Bird Collision Risks for Offshore Wind Farms. 62 pp.
- BAND, B. (2012b): Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore windfarms – with extended method - worked example. 16 S. .
- BAND, B., M. MADDERS & D. P. WITHFIELD (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.
- BARCLAY, R. M. R., E. BAERWALD & J. C. GRUVER (2007): Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Can. J. Zool./Rev. Can. Zool.* 85: S. 382 - 387.
- BARRIOS, L. & A. RODRÍGUEZ (2004): Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *J. Appl. Ecol.* 41: 72 - 81.
- BAUER, H.-G., E. BEZZEL & W. FIEDLER (2005): *Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz - Passeriformes - Sperlingsvögel*, Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- 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., 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.
- BENTON, T. G., A. GRANT & T. H. CLUTTON-BROCK (1995): Does environmental stochasticity matter? Analysis of red deer life-histories on Rum. *Evol. Ecol.* 9: 559-574.
- BERGEN, F. (2001): Untersuchungen zum Einfluss der Errichtung und des Betriebs von Windenergie auf Vögel im Binnenland. Dissertation. Ruhr Universität, Bochum.
- BERGEN, F. (2002): Einfluss von Windenergieanlagen auf die Raum-Zeitnutzung von Greifvögeln. In: Tagungsband zur Fachtagung Windenergie und Vögel - Ausmaß und Bewältigung eines Konfliktes, TU Berlin, Institut für Landschafts- und Umweltplanung, S. 86-96.
- BERGEN, F., L. GAEDICKE, C. H. LOSKE & K. LOSKE (2012): Modellhafte Untersuchungen zu den Auswirkungen des Repowerings von Windenergieanlagen auf verschiedene Vogelarten am Beispiel der Hellwegbörde. Onlinepublikation im Auftrag des Vereins Energie: Erneuerbar und Effizient e. V., gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. . Dortmund/Salzkotten-Verlag.
- BERNDT, R. K., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas, 2. Aufl., Wachholtz Verlag, Neumünster.
- BESTON, J. A., J. E. DIFFENDORFER & S. LOSS (2015): Insufficient sampling to identify species affected by turbine collisions. *J. Wildlife Management* 79: 513-517.
- BEVANGER, K. (1995): Estimates and Population Consequences of Tetraonid Mortality Caused by Collisions with High Tension Power Lines in Norway. *J. Appl. Ecol.* 32: S. 745 - 753.
- BEVANGER, K. (1998) Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biol. Conserv.* 86: 67–76.
- BEVANGER, K., F. BERNTSEN, S. CLAUSEN, E. L. DAHL, Ø. FLAGSTAD, A. FOLLESTAD, D. HALLEY, F. HANSEN, L. JOHNSEN, P. KVALØY, P. LUND-HOEL, R. MAY, T. NYGÅRD, H. C. PEDERSEN, O. REITAN, E. RØSKAFT, Y. STEINHEIM, B. STOKKE & R. VANG (2010): Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway (BirdWind). Report on findings 2007-2010. NINA Report 620, 152 S. .
- BioConsult-SH & ARSU (2010): Untersuchungen zum Einfluss von Windenergieanlagen auf den Vogel- und Fledermauszug auf Fehmarn. . Gutachten im Auftrag der Fehmarn Netz GmbH & Co. OHG. 205 Seiten.
<http://www.arsu.de/themenfelder/windenergie/projekte/untersuchungen-zum-einfluss-von-windenergieanlagen-auf-den-vogel>.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen.

- BISPO, R., M. HUSO, G. PALMINHA, N. SOM, L. LADD, J. BERNARDINO, T. A. MARQUES & D. PESTANA. (2005): A web based application to estimate wildlife fatality: from the bias correction factors to the corrected fatality estimates
- BLEW, J., K. GÜNTHER & P. SÜDBECK (2005): Bestandsentwicklung der im deutschen Wattenmeer rastenden Wat- und Wasservögel von 1987/1988 bis 2001/2002. *Vogelwelt* 126: 99-125.
- BRAUNEIS, W. (1999): Der Einfluss von Windkraftanlagen auf die Avifauna am Beispiel der "Solzer Höhe" bei Bebra-Solz im Landkreis Hersfeld-Rotenburg. Unveröffentlichtes Gutachten, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND), Landesverband Hessen e.V.
- BRINKMANN, R., O. BEHR, I. NIERMANN & M REICH (HRSG) (2011): Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlage. *Umwelt und Raum* Bd. 4. Civillier Verlag, Göttingen. 457 S. .
- BROOKS, S. & A. GELMAN (1998): General methods for monitoring convergence of iterative simulations. *Journal of Computational Graphical Statistics* 7: 434-455.
- BRUDERER, B. & A. BOLT (2001): Flight characteristics of birds: I. Radar measurements of speeds. . *Ibis* 143: S.178 - 204.
- BUND & NABU (2015): Praxisbeispiele Windenergie & Artenschutz - Erfolgreiche, Erfolg versprechende & innovative Ansätze. http://www.bund-bawue.de/fileadmin/bawue/pdf_datenbank/PDF_zu_Themen_und_Projekte/klima_und_energie/dialogforum/Praxisbeispiele_Windenergie_Artenschutz_Dialogforum_BUND-NABU_Einzelseiten.pdf.
- BURNHAM, K. P. & D. R. ANDERSON (2002): Model selection and multimodel inference – a practical information-theoretic approach. 2nd Edition, Springer, New York.
- CAMIÑA, A. (2011): The effect of wind farms on vultures in northern Spain - fatalities behaviour and correction measures. In: MAY, R. & K. BEVANGER: Proceedings. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. NINA Report 693., Norwegian institute for Nature Research.
- CAMPHUYSEN, K. J., A. D. FOX, M. F. LEOPOLD & I. K. PETERSEN (2004): Towards Standardised Seabirds at Sea Census Techniques in Connection with Environmental Impact Assessments for Offshore Wind Farms in the U.K.: a Comparison of Ship and Aerial Sampling Methods for Marine Birds, and Their Applicability to Offshore Wind Farm Assessments. NIOZ report to COWRIE (BAM 02-2002), Texel.
- CARRETE, M., J. A. SANCHEZ-ZAPATA, M. LOBÓN, F. MONTOYA & J. A. DONÁZAR (2012): Mortality at wind-farms is positively related to large-scale distribution and aggregation in griffon vultures. *Biol. Conserv.* 145: S. 102 - 108.
- CASWELL, H. (2001): Matrix population models. 2nd. Ed. Sinauer Associates, Sunderland.

- CAVÉ, A. J. (1968): The breeding of the kestrel in the reclaimed area oostelijk Flevoland, The Netherlands. *J. Zool.* 18: S. 313 - 407.
- CHAMBERLAIN, D. E., S. FREEMAN, M. R. REHFISCH, T. FOX & M. DESHOLM (2005): Appraisal of Scottish Natural Heritage's Wind Farm Collision Risk Model and its Application. 53 S. .
- CHAMBERLAIN, D. E., M. R. REHFISCH, A. D. FOX, M. DESHOLM & S. J. ANTHONY (2006): The effect of avoidance rates on bird mortality predictions made by wind turbine collision risk models. *Ibis* 148: 198 - 202.
- CHARAROV, N. , M. PAULI, A. K. MUELLER, A. POTIEK, T. GRÜNKORN, C. DIJKSTRA & O. KRÜGER (2015): Territory quality and plumage morph predict offspring sex ratio variation in a raptor. *PLoS ONE* 10(10): e0138295. doi:10.1371/journal.pone.0138295.
- CHRISTIE, D. & B. URQUHART (2015): A refinement of the Band spreadsheet for wind turbine collision risk allowing for oblique entry. *New Zealand Journal of Zoology* 2015 <http://dx.doi.org/10.1080/03014223.2015.1064456>.
- COOK, A. V. S. C. P., E. M. HUMPHREYS, E. A. MASDEN & H. BURTON (2014): The Avoidance Rates of Collision Between Birds and Offshore Turbines. *Scottish Marine and Freshwater Science* 5: 274 S. .
- CRAMP, S. & K. E. L. SIMMONS (1983): *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: The birds of the Western Palearctic*, Oxford University Press.
- DAAN, S., C. DIJKSTRA & F. J. WEISSING (1996): An evolutionary explanation for seasonal trends in avian sex ratios. *Behav. Ecol.* 7: 426-430.
- DAHL, E. L., K. BEVANGER, T. NYGARD, E. RØSKRAFT & B. G. STOKKE (2012): Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biol. Conserv.* 145: 79-85.
- DAHL, E. L., R. MAY, P. L. HOEL, K. BEVANGER, H. C. PEDERSEN, E. RØSKRAFT & 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.
- DAHL, E. L., R. MAY, T. NYGÅRD, J. ASTRÖM & O. DISERUD (2015): Repowering Smøla wind-power plant. An assessment of avian conflicts. NINA Report, 41.
- DE LUCAS, M., G. F. E. JANSSE, D. P. WHITFIELD & M. FERRER (2008): Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *J. Appl. Ecol.* 45: 1695 - 1703.
- DE LUCAS, M., M. FERRER, M. J. BECHARD & A. R. MUNOZ (2012a): Griffin vulture mortality at wind energy in southern Spain: Distribution of fatalities and active mitigation measures. *Biol. Conserv.* 147: S. 184 - 189.

- DE LUCAS, M., M. FERRER & G. F. JANS (2012b): Using wind tunnels to predict bird mortality in wind farms: the case of griffon vultures. *PLoS One* 7 (11): e48092.
- DIERSCHKE, V. & D. BERNOTAT (2012): Übergeordnete Kriterien zur Bewertung der Mortalität wildlebender Tiere im Rahmen von Projekten und Eingriffen – unter besonderer Berücksichtigung der deutschen Brutvogelarten - Stand 01.12.2012 -. 175 S. .
- DIERSCHKE, V. & D. BERNOTAT (2013): Der Mortalitäts-Gefährdungs-Index (MGI) zur Einstufung vorhabensbedingter Mortalität im Rahmen der FFH-VP - Erweiterung um Gastvogelarten.
<http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/ina/vortraege/2013/2013-Praesentationen-FFH-Vertraeglichkeitsp.pdf>
- DINSMORE, S. J., G. C. WHITE & F. L. KNOPF (2002): Advanced techniques for modeling avian nest survival. *Ecology* 83: 3476-3488.
- DOUGLAS, D. J. T., A. FOLLESTAD, R. H. W. LANGSTON, J. W. PEARCE-HIGGINS & A. LEHIKONEN (2012): Modelled sensitivity of avian collision rate at wind turbines varies with number of hours of flight activity input data. *Ibis* 154 (4): 858-861.
- 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. & R. H. W. LANGSTON (2006a): Assessing the impacts of wind farms on birds. British Ornithologists' Union, *Ibis* (148): 29-42.
- DREWITT, A. L. & R. H. W. LANGSTON (2006b): Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148: 14.
- DREWITT, A. L. & R. H. W. LANGSTON (2008): Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1134: 233-266.
- DÜRR, T. (2011): Vogelunfälle an Windradmasten. *Der Falke* 58: 498-501.
- STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE BRANDENBURG (2015): Vogelverluste an Windenergieanlagen in Deutschland, Stand 22.06.2015.
<http://www.lugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.312579.de>
- DUERR, A. E., T. A. MILLER, M. LANZONE, D. BRANDES, J. COOPER, K. O'MALLEY, C. MAISONNEUVE, J. TREMBLAY & T. E. KATZNER (2012): Testing an emerging paradigm in migration ecology shows surprising differences in efficiency between flight modes. *PLoS One* 7: e35548.
- EICHHORN, M., K. JOHST, R. SEPPELT & M. DRECHSLER (2012): Model-Based Estimation of Collision Risks of Predatory Birds with Wind Turbines. *Ecol. Soc.* 17 (2): 12.
- EICHSTÄDT, W., W. SCHELLER, D. SELLIN, W. STARKE & K.-D. STEGEMANN (2006): Atlas der Brutvögel in Mecklenburg-Vorpommern, Friedland.

- EVERAERT, J. & E. M. W. STIENEN (2007): Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge Glutz von Blotzheim, U., K. M. Bauer & E. Bezzel (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Band 4: Falconiformes, Aula- Verlag, Wiesbaden.
- EVERAERT, J. (2014): Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study* 61: 220-230.
- FALKDALEN LINDAHL, L., U. FALKDALEN & T. NYGARD (2013): Pre- and post construction studies on the effects on birds at Storrun wind farm in the mountain-region of Jämtland, Sweden. Tagungsband der Fachtagung: "Conference on on Wind power and Environmental impacts", Stockholm, Vindval.
- FERANEC, J., G. BITTNER & G. JAFFRAIN (2006): CORINE Land Cover Technical Guide-Addendum 2006. EEA, Copenhagen.
- FERRER, M., M. DE LUCAS, G. F. E. JANSS, E. CASADO, A. R. MUÑOZ, M. J. BECHARD & C. P. CALABUIG (2012): Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *J. Appl. Ecol.* 49 (1): 38-46.
- FERRER, M., M. DE LUCAS & G. F. E. JANSS (2012): Wind farms: new perspective needed to assess risk to birds. *Science for Environment Policy*.
- FERRER, M., M. de la RIVA & J. CASTROVIEJO (1991): Electrocution of raptors on power lines in Southwestern Spain. *J. Field Ornithol.* 62: 181–190.
- FOLLESTAD, A., Ø. FLAGSTAD, T. NYGÅRD, O. REITAN & J. SCHULZE (2007): Wind power and birds at Smøla 2003 – 2006. NINA report 248. 78 pp.
- GARVIN, J. C., C. S. JENNELLE, D. DRAKE & S. M. GRODSKY (2011): Response of raptors to a windfarm. *J. Appl. Ecol.* 48 (1): 199-209.
- GEDEON, K., C. GRÜNEBERG, A. MITSCHKE, C. SUDTFELD, W. EICKHORST, S. FISCHER, M. FLADE, I. GEIERSBERGER, B. KOOP, M. KRAMER, T. KRÜGER, N. ROTH, T. RYSLAVY, S. STÜBING, F. VÖLKER & K. WITT (2014): Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- GELMAN, A. (2006): Prior distributions for variance parameters in hierarchical models. *Bayesian Analysis* 1: 515-533.
- GELMAN, A., J. B. CARLIN, H. S. STERN, D. B. DUNSON, A. VEHTARI & D. B. RUBIN (2014): *Bayesian Data Analysis*. Third Edition, CRC Press, New York.
- GELPKE, C. & M. HORMANN (2010): Artenhilfskonzept Rotmilan (*Milvus milvus*) in Hessen. Gutachten im Auftrag der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Echzell, 115 S. .
- GILLINGS, S., R. J. FULLER & W. J. SUTHERLAND (2005): Diurnal studies do not predict nocturnal habitat choice and site selection of European Golden-Plovers (*Pluvialis apricaria*) and Northern Lapwings (*Vanellus vanellus*). *The Auk* 122: S. 1249 - 1260.

- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., K. M. BAUER & E. BEZZEL (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas - Band 4: Falconiformes, Aula- Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. (Hrsg.) (1966ff): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bearb. u. a. von Kurt M. Bauer und Urs N. GLUTZ von Blotzheim. 17 Bände in 23 Teilen. Akademische Verlagsgesellschaft, Frankfurt am Main 1966ff., Aula-Verlag, Wiesbaden 1985ff. (2. Auflage).
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., K. BAUER & E. BEZZEL (1971): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Vol. IV. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U., K. BAUER & E. BEZZEL (1975): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Vol. VI. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- 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.
- GREEN, R. E., M. W. PIENKOWSKI & J. A. LOVE (1996): Long-term viability of the re-introduced population of the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* in Scotland. J. Appl. Ecol. 33: 357-368.
- GRUBB, T., C. (1978): Weather-dependent foraging rates of wintering woodland birds. The Auk 95: S. 370 - 376.
- GRÜNKORN, T. & V. LOOFT (1999): Vergleich von Brutbestand und Bruterfolg des Mäusebussards *Buteo buteo* auf einer 1.000 km² großen Probefläche um Schleswig mit einer Untersuchung zwischen 1967 und 1976. Populationsökologie von Greifvogel- und Eulenarten 4:167-177.
- GRÜNKORN, T (2003): Untersuchungen zur Populationsökologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) in Schleswig-Holstein. Unveröff. Gutachten im Auftrag des MUNF Schleswig-Holstein. 37 S. .
- GRÜNKORN, T. , A. DIEDERICHS, B. STAHL, D. POSZIG & G. NEHLS (2005): Entwicklung einer Methode zur Abschätzung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Naturschutz des Landes Schleswig-Holstein. 106 Seiten.
- GRÜNKORN, T., DIEDERICHS, A., DIEDERICHS, B., POSZIG, D. & G. NEHLS (2009): Wie viele Vögel kollidieren mit Windenergieanlagen? Natur und Landschaft 84 (7):309-314.
- GRÜNKORN, T. (2014): Rückgang des Mäusebussards im Landesteil Schleswig. Jahresbericht Jagd und Artenschutz 2014. MELUR Schleswig-Holstein: 106-109.

- GRÜNKORN, T. (2015): Ursachenforschung zum Rückgang des Mäusebussards im Landesteil Schleswig. MELUR Schleswig-Holstein. 2015, 4 S. .
- HAVELKA, P. H. -J. GÖRZE & H. STEFAN (1997): Vogelarten und Vogelschlagopfer an Freileitungen – Auswirkungen von elektrischen Freileitungen – Ergebnisse von Trassenbegehungen mit Bestanderhebungen und Hundesuche. *Vogel und Umwelt* 9: 93-110.
- HEDENSTRÖM, A. & T. ALERSTAM (1995): Optimal flight speed of birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 348 (1326).
- HENDERSON, I. G., R. H. W. LANGSTON & N. A. CLARK (1996): The response of Common Terns *Sterna hirundo* to power lines: an assessment of risk in relation to breeding commitment, age and wind speed. *Biol. Conserv.* 77: S. 185 - 192.
- HIRSCHFELD, A. & A. HEYD (2005): Jagdbedingte Mortalität von Zugvögeln in Europa: Streckenzahlen und Forderungen aus Sicht des Vogel- und Tierschutzes. *Ber. Zum Vogelschutz* 42: 47-74.
- HÖTKER, H. , K. - M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse: Fakten, Wissenslücken, Anforderungen an die Forschung, ornithologische Kriterien zum Ausbau von regenerativen Energiegewinnungsformen BfN-Skripten, Naturschutz, 87 S. .
- HÖTKER, H. (2006): Auswirkungen des "Repowering" von Windkraftanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Michael-Otto-Institut im NABU - Forschungs- und Bildungszentrum für Feuchtgebiete und Vogelschutz, Bergenhusen, 40 S. .
- HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. JEROMIN (2006): Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats - facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation, NABU, M.-O.-I. I., Bergenhusen.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & J. MELTER (2007): Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittel-häufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- HÖTKER, H. (2009): Birds of Prey and Wind Farms: Analysis of Problems and Possible Solutions. Documentation of an international workshop in Berlin, 21st and 22nd October 2008. Tagungsband der Fachtagung: "International workshop on Birds of Prey and Wind Farms", Berlin.
- 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. (2015): Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. *Vogelwarte* 53: 93-98.
- HOLMSTROM, L. A., T. E. HAMERA, E. M. COLCLAZIERA, N. DENISA, J. P. VERSCHUYLB & D. RUCHÉC (2011): Assessing Avian-Wind Turbine Collision Risk: An Approach Angle Dependent Model. *WIND ENGINEERING* 35 (3): 289-312.
- HOLZHÜTER, T. & T. GRÜNKORN (2006): Verbleibt dem Mäusebussard (*Buteo buteo*) noch Lebensraum? Siedlungsdichte, Habitatwahl und Reproduktion unter dem Einfluss des Landschaftswandels durch Windkraftanlagen und Grünlandumbruch in Schleswig-Holstein. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (5): 153-157.
- HULL, C. L. & S. MUIR (2010): Search area for monitoring bird and bat carcasses at wind farms using a Monte-Carlo model. *Australian Journal of Environmental Management* 17: 77-87.
- HULL, C. L. & S. C. MUIR (2013): Behavior and turbine avoidance rates of eagles at two wind farms in Tasmania, Australia. *Wildl. Soc. Bull.* 37 (1): S: 49 - 58.
- HULL, C. L., E. M. STARK, S. PERUZZO & C. C. SIMS (2013): Avian collisions at two wind farms in Tasmania, Australia: taxonomic and ecological characteristics of colliders versus non-colliders. *N. Z. J. Zool.* 40:1: 47-62.
- HUNT, G. (2002): Golden Eagles in a perilous landscape: predicting the effects of mitigation for wind turbine blade strike mortality. Consultant report California Energy Commission. 72 S. .
- HUSO, M. M. P. (2010): An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics* 22: 318-329.
- HUSO, M. M. P., N. SOM & L. LEW (2012): Fatality estimator user's guide. Data series 729. U.S. Geological Service.
- 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.
- JANSS, G. F. E. (2000): Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biol. Conserv.* 95: 353-359.
- JANSS, G. F. E. & M. FERRER, (2001): Avian electrocution mortality in relation to pole design and adjacent habitat in Spain. *Bird Conserv. Int.* 11: 3–12.
- JOHNSTON, A., A. S. C. P. COOK, L. J. WRIGHT, E. M. HUMPHREYS & N. H. K. BURTON (2014): Modelling flight heights of marine birds to more accurately assess collision risk with offshore wind turbines. *J. Appl. Ecol.* 51: 31-41.

- JOHNSTON, N. N., J. E. BRADLEY & K. A. OTTER (2014): Increased flight altitudes among migrating golden eagles suggest turbine avoidance at a Rocky Mountain wind installation. *PLoS One* 9: e93030.
- KAATZ, J. (1999): Einfluß von Windenergieanlagen auf das Verhalten von Vögeln im Binnenland. In: IHDE, S. & E. VAUK-HENTZELT: *Vogelschutz und Windenergie - Konflikte, Lösungsmöglichkeiten und Visionen*, Bundesverband Windenergie Selbstverlag, Osnabrück, 52-60.
- KAISER, H. F. (1960): The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and psychological measurement*.
- KATZNER, T. E., E. A. BRAGIN & E. J. MILNER-GULLAND (2006): Modelling populations of long-lived birds of prey for conservation: A study of imperial eagles (*Aquila heliaca*) in Kazakhstan. *Biol. Conserv.* 132: 322-335.
- KATZNER, T. E., D. BRANDES, T. MILLER, M. LANZONE, C. MAISONNEUVE, J. A. TREMBLAY, R. MULVIHILL & G. T. MEROVITCH (2012): Topography drives migratory flight altitude of golden eagles: implications for on-shore wind energy development. *J. Appl. Ecol.* 49: 1178-1186.
- KEMP, M., J. SHAMOUN-BARANES, A. M. DOKTER, E. VAN LOON & W. BOUTEN (2013): The influence of weather on the flight altitude of nocturnal migrants in mid latitudes. *Ibis* 155: S. 734 - 749.
- KENWARD, R. E., S. S. WALLS, K. H. HODDER, M. PAHKALA, S. N. FREEMAN & V. R. SIMPSON (2000): The prevalence of non-breeders in raptor populations: evidence from rings, radio-tags and transect surveys. *Oikos* 91: 271-279.
- KETZENBERG, C. & K.-M. EXO (1997): Windenergieanlagen und Raumannsprüche von Küstenvögeln. *Natur und Landschaft* 72: S. 352 - 357.
- KITANO, M. & S. SHIRAKO (2013): Estimation of bird fatalities at wind farms with complex topography and vegetation in Hokkaido, Japan. *Wildl. Soc. Bull.* 37: S. 41 - 48.
- KOOP, B. (2004): *Vogelzug über Schleswig-Holstein - Der Fehmarn-Belt - ein Bottleneck im europäischen Vogelzugsystem*. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg e.V.
- KÖPPEL, J., M. DAHMEN, J. HELFRICH, E. SCHUSTER & L. BULLING (2015): Cautious but Comitted: Mowing Toward Adaptive Planning and Operation Strategies for Renewable Energy's Wildlife Implications. *Environ. Manage.* 54: 744-755.
- KORNER-NIEVERGELT, F., P. KORNER-NIEVERGELT, O. BEHR, I. NIERMANN, R. BRINKMANN, & B. Hellriegel (2011): A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildl. Biol.* 17: 350 - 363.

- KORNER-NIEVERGELT, F., R. BRINKMANN, I. NIERMANN & O. BEHR (2013): Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PlosOne* 8: e67997.
- KORNER-NIEVERGELT F., O. BEHR, R. BRINKMANN, M. A. ETERSON, M. M. HUSO, D. DALTHORP, P. KORNER-NIEVERGELT, T. ROTH & I. NIERMANN (2015): Mortality estimation from carcass searches using the R-package carcass - a tutorial. *Wildlife Biology* 21/1: 30-43.
- KREBS, C. J. (1999): *Ecological Methodology*.
- KRIGSVELD, K. L., K. AKERSHOEK, F. SCHENK, F. DIJK & S. DIRKSEN (2009): Collision risk of birds with modern large wind turbines. *Ardea* 97: 357-366.
- KRUCKENBERG, H., J. H. MOOIJ, P. SÜDBECK & T. HEINICKE (2013): Die internationale Verantwortung Deutschlands für den Schutz arktischer und nordischer Wildgänse, Teil 1: Verbreitung der Arten in Deutschland. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43 (11): 334-342.
- KRÜGER, T. (2009): Ökologie, Gefährdung und Schutz des Rotmilans *Milvus milvus* in Europa. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 3/09.
- KRÜGER, T. & J. LUDWIG (2009): Ergebnisse der Goldregenpfeifer-Synchronzählung am 18./19. Oktober 2008. NLWKN Monitoring von Gastvögeln in Niedersachsen und Bremen –Rundbrief Nr. 2 (2009).
- KRÜGER, T., J. LUDWIG, S. PFÜTZKE & H. ZANG (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachsen.
- KRÜGER, O. (2007): Long-term demographic analysis in goshawk *Accipiter gentilis*: the role of density-dependence and stochasticity. *Oecologia* 152: 459-471.
- KRÜGER, O. & J. LINDSTRÖM (2001): Lifetime reproductive success in Common Buzzard *Buteo buteo*: from individual variation to population demography. *Oikos* 93: 260-273.
- KRÜGER, O. & A. N. RADFORD (2008): Doomed to die? Predicting extinction risk in the true hawks Accipitridae. *Anim. Conserv.* 11: 83-91.
- KRÜGER, O., T. GRÜNKORN & B. STRUWE-JUHL (2010): The return of the white-tailed eagle (*Haliaeetus albicilla*) to northern Germany: modelling the past to predict the future. *Biol. Conserv.* 143: 710-721.
- LAAKE, J. L. (2013): RMark: An R Interface for Analysis of Capture-Recapture Data with MARK. AFSC Processed Rep 2013-01, 25p. Alaska Fish. Sci. Cent., NOAA, Natl. Mar. Fish. Serv., 7600 Sand Point Way NE, Seattle WA 98115.
- LAG-VSW (Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten LAG-VSW) (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten. *Berichte zum Vogelschutz* 44: 151-153.

- LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Staatlichen Vogelschutzwarten in Deutschland) (2015): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten in der Überarbeitung vom 15. April 2015. 29 S. .
- LANGGEMACH, T. & B.-U. MEYBURG (2011): Funktionsraumanalyse - ein Zauberwort der Landschaftsplanung mit Auswirkung auf den Schutz von Schreiadlern (*Aquila pomarina*) und anderen Großvögeln. *Berichte zum Vogelschutz* 47/48: 167 - 181.
- LANGGEMACH, T. & T. DÜRR (2015): Informationen über Einflüsse der Windenergienutzung auf Vögel - Stand 01. Juni 2015. Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, Staatliche Vogelschutzwarte.
- LANGSTON, R. H. W. & J. D. PULLAN (2003): Windfarms and Birds: an analysis fo the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.
- LANGSTON, R. H. & J. D. PULLAN (2004): Effects of wind farms on birds. RSPB/BirdLife, 2004, 91.
- LEDEC, G., K. W. RAPP & R. AIELLO (2011): Greening the Wind. Environmental and social considerations for wind power development, BANK, W., Washington D.C, USA.
- LEFEBVRE, C. 2002: Häufigkeit von Stürmen im Nordatlantik. http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU23/besondere__ereignisse__deutschland/stuerme/haeufigkeit__stuerme,templ ateld=raw,property=publicationFile.pdf/haeufigkeit_stuerme.pdf
- LEKUONA, J. & C. URSUA (2007): Avian mortality in wind power plants of Navarra (Northern Spain). In: DE LUCAS CASTELLANOS, M., G. F. JANSS & M. FERRER: *Birds and Wind Farms - Risk Assessment and Mitigation*, Madrid, 177-192.
- LONGCORE, T., C. RICH, P. MINEAU, B. MACDONALD, D. G. BERT, L. M. SULLIVAN, E. MUTRIE, S. A. GAUTHREAU, M. L. AVERY, R. L. CRAWFORD, A. M. MANVILLE, E. R. TRAVIS & D. DRAKE (2013): Avian mortality at communication towers in the United States and Canada: which species, how many, and where? *Biol. Conserv.* 158: 410-419.
- LOOFT, V. & G. BUSCHE (1981): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Band 2: Greifvögel*. Karl Wachholtz Verlag Neumünster.
- LOSS, S. R., T. WILL & P. P. MARRA (2014): Refining Estimates of Bird Collision and Electrocutation Mortality at Power Lines in the United States. *PLoS ONE* 9 (7).
- LOSS, S. R., T. WILL & P. P. MARRA (2015): Direct mortality of birds from anthropogenic causes. *Annu. Rev.Ecol.Evol.Syst.* 46: 99-120.

- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2012): Hinweise für den Untersuchungsumfang zur Erfassung von Vogelarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen. Karlsruhe.
- LUBW (Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg) (2015): Hinweise zur Bewertung und Vermeidung von Beeinträchtigungen von Vogelarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen. 95 S. .
- MADDERS, M. & D. P. WHITFIELD (2006): Upland raptors and the assessment of wind farm impacts. *Ibis* 148: 43-56.
- MALMIGA, G., C. NILSSON, J. BACKMAN & T. ALERSTAM (2014): Interspecific comparison of the flight performance between sparrowhawks and common buzzards migrating at the Falsterbo peninsula: A radar study *Current Zoology* 60 (5): S. 670 - 679.
- MAMMEN U. & M. STUBBE (2009): AKTUELLE TRENDS DER BESTANDSENTWICKLUNG DER GREIFVOGEL- UND EULENARTEN DEUTSCHLANDS. *POPULATIONÖKOL. GREIFVÖGEL EULENARTEN* 6: 9-25.
- MAMMEN, U., K. MAMMEN, N. HEINRICHS & A. RESEARITZ (2011): Red kite (*Milvus Milvus*) fatalities at wind turbines—Why do they occur and how they are to prevent? . In: MAY, R. & K. BEVANGER: *Proceedings of Conference on Wind energy and Wildlife impacts*. NINA Report 693, Norwegian institute for Nature Research.
- MAMMEN, U., B. NICOLAI, J. BÖHNER, K. MAMMEN, J. WEHRMANN, S. FISCHER & G. DORNBUSCH (2014): Artenhilfsprogramm Rotmilan des Landes Sachsen-Anhalt *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, SACHSEN-ANHALT, L. F. U.*: 163 S.
- 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, G. R. (2010): Bird collisions: a visual or a perceptual problem? . *Bird collisions: a visual or a perceptual problem?* Centre for Ornithology, School of Biosciences, University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham B15 2TT, UK.
- MARTIN, G. R. (2011): Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153: 239-254.
- MARTIN, G. R. & J. M. SHAW (2010): Bird collision with power lines: Failing to see the way ahead? *Biol. Conserv.* 143.
- MARTÍNEZ-ABRAÍN, A., G. TAVECCHIA, H. M. REGAN, J. JIMÉNEZ, M. SURROCA & D. ORO (2012): Effects of wind farms and food scarcity on a large scavenging bird species following an epidemic of bovine spongiform encephalopathy. *J. Appl. Ecol.* 49 (1): 109-117.
- MASDEN, E. A. & A. S. C. P. COOK (in press): Avian collision risk models for wind energy impact assessments. *Environ. Impact Assess. Rev.* 56: S. 43 - 49.

- MASDEN, E. A. (in prep.): Developing an avian collision risk model to incorporate variability and uncertainty Environmental Research Institute, North Highland College – UHI, University of the Highlands and Islands
- MASDEN, E. A., A. McCLUSKIE, E. OWEN & R. H. W. LANGSTON (2015): Renewable energy developments in an uncertain world: The case of offshore wind and birds in the UK. *Mar. Policy* 51: S. 169 - 172.
- MAY, R., P. L. HOEL, R. H. LANGSTON, E. L. DAHL, K. BEVANGER, O. REITAN, T. NYGÅRD, H. C. PEDERSEN, E. RØSKAFT & B. G. STOKKE (2010): Collision risk in white-tailed eagles. Modelling collision risk using vantage point observations in Smøla wind-power plant. NINA Report 639, Trondheim, 25 S. .
- MAY, R., T. NYGÅRD, E. L. DAHL, O. REITAN & K. BEVANGER (2011): Collision risk in white-tailed eagles. Modelling kernel-based collision risk using satellite telemetry data in Smøla wind-power plant. Tagungsband der Fachtagung: "May, 2011", Trondheim.
- MAY, R., K. BEVANGER, J. van DIJK, Z. PETRIN & H. BRENDEN (2012): Renewable energy respecting nature: A synthesis of knowledge on environmental impacts of renewable energy financed by the research council of Norway. NINA Report, Trondheim.
- MAY, R., T. NYGÅRD, E. L. DAHL & K. BEVANGER (2013): Habitat utilization in white-tailed eagles (*Haliaeetus albicilla*) and the displacement impact of the Smøla wind-power plant. *Wildl. Soc. Bull.* 37: S. 75 - 83.
- MEBS, T. (1964): Zur Biologie und Populationsdynamik des Mäusebussards (*Buteo buteo*). *Journal of Ornithology* 105: S. 247 - 306.
- MELUR & LLUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2013): Errichtung von Windenergieanlagen (WEA) innerhalb der Abstandsgrenzen der sogenannten potenziellen Beeinträchtigungsbereiche bei einigen sensiblen Großvogelarten - Empfehlungen für artenschutzfachliche Beiträge im Rahmen der Errichtung von WEA in Windeignungsräumen mit entsprechenden artenschutzrechtlichen Vorbehalten.
- MEREDITH, C., M. VENOSTA & R. RESSOM (2002): Codrington wind farm bird avoidance behaviour report. BIOSIS Research Report.
- MEYBURG, B.-U., C. MEYBURG, J. MATTHES & H. MATTHES (2006): GPS-Satelliten-Telemetrie beim Schreiadler *Aquila pomarina*: Aktionsraum und Territorialverhalten. *Vogelwelt* 127: S. 127 - 144.
- MESTECANEANU, A. & F. MESTECANEANU (2011): Observations regarding the flight biology and behaviour of the common Buzzard (*Buteo buteo*) in the Raul Doamnei Hydrographical Basin (Romania). *Travaux du Muséum National d'Histoire Naturelle "Grigore Antipa"* 54 (1): S. 171 - 222.

- MKULNV & LANUV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2013): Leitfaden - Umsetzung des Arten- und Habitatschutzes bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Nordrhein-Westfalen. Fassung: 12. November 2013. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- MÖCKEL, M. & W. WIESNER (2007): Zur Wirkung von Windkraftanlagen auf Brut - und Gastvögel in der Niederlausitz (Land Brandenburg). *Otis* 15: 1-133.
- MORINHA, F., P. TRAVASSOS, F. SEIXAS, A. MARTINS, R. BASTOS, D. CARVALHO, P. MAGALHAES, M. SANTOS, E. BASTOS & J. A. CABRAL (2014): Differential mortality of birds killed at wind farms in Northern Portugal. *Bird Study* DOI: 10.1080/00063657.2014.883357: 1-5.
- NEUBECK, K. G. R. E. (2009): Evaluierung des Rehabilitationserfolges von Mäusebussarden (*Buteo buteo*) und Habicht (*Accipiter gentilis*) mittels Radiotelemetrie und Ringfunden. Lehrstuhl für aviäre Medizin und Chirurgie der Ludwig-Maximilians-Universität München.
- NEW, L., E. BIERRE, B. MILLSAP, M. C. OTTO & M. C. RUNGE (2015): A collision risk model to predict avian fatalities at wind facilities: an example using golden eagles, *Aquila chrysaetos*. *PLoS ONE* 10: S. 1-12.
- NEWTON, I. (1979): *Population Ecology of Raptors*, Birkhamstead. Poyser.UK.
- NEWTON, I. (1998): *Population regulation in birds*. Academic Press, London.
- NEWTON, I. & P. ROTHERY (2001): Estimation and limitation of numbers of floaters in a Eurasian Sparrowhawk population. *Ibis* 143: 442-449.
- NIERMANN, I., R. BRINKMANN, F. KORNER-NIEVERGELT & O. BEHR (2011): Systematische Schlagopfersuche – Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In: Brinkmann, R., O. Behr, I. Niermann & M. Reich (2011) *Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen*. Cuvillier Verlag, Göttingen. S. 40-115.
- NLT (Niedersächsischer Landkreistag) (2014): *Naturschutz und Windenergie - Hinweise zur Berücksichtigung des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei Standortplanung und Zulassung von Windenergieanlagen (Stand: Oktober 2014)*. Hannover, 37 S.
- NOWALD, G. (1995): Einfluss von Windkraftanlagen auf die täglichen Flüge von Kranichen zwischen ihren Schlafplätzen und ihren Nahrungsflächen. *Kranichschutz Deutschland - Informationsblatt* Nr. 1.
- OAG SH (2014): Ergebnisse der internationalen Kiebitz- und Goldregenpfeiferzählung 11./12.2014. www.ornithologie-schleswig-holstein.de.

- ORLOFF, S. & A. FLANNERY (1992): Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County Wind Resource Areas. Final Report. Prepared for Planning Departments of Alameda, Contra Costa and Solano Counties and the California Energy Commission.
- OSBORN, R. G., C. D. DIETER, K. F. HIGGINS & R. E. USGAARD (1998): Bird flight characteristics near wind turbines in Minnesota. *Am. Midl. Nat.* 139: 29-38.
- PATRICK, S. C., S. BEARHOP, D. GRÉMILLET, A. LESCROËL, W. J. GRECIAN, T. W. BODEY, K. C. HAMER, E. WAKEFILED, M. LE NUZ & S. C. VOTIER (2014): Individual differences in searching behaviour and spatial foraging consistency in a central place marine predator. *Oikos* 123: S. 33 - 40.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, A. DOUSE & R. H. W. LANGSTON (2012): Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. *J. Appl. Ecol.* 49 (2): 386-394.
- PEARCE-HIGGINS, J. W., L. STEPHEN, R. H. W. LANGSTON, I. P. BAINBRIDGE & R. BULLMAN (2009): The distribution of breeding birds around upland wind farms. *J. Appl. Ecol.* 46: 1323-1331.
- PEARCE-HIGGINS, J. W. & D. W. YALDEN (2003): Variation in the use of pasture by breeding European Golden Plovers *Pluvialis apricaria* in relation to prey availability. *Ibis* 145 (3): S. 365 - 381.
- PENNYCUICK, C. J. (2001): Speeds and wingbeat frequencies of migrating birds compared with calculated benchmarks. *The Journal of Experimental Biology* 2014: S. 3283 - 3294.
- PENTERIANI, V., M. FERRER & M. M. DELGADO (2011): Floater strategies and dynamics in birds, and their importance in conservation biology: towards an understanding of nonbreeders in avian populations. *Anim. Conserv.* 14: 233-241.
- PLUMMER M. (2003): JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling. *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing*. S. 1-10.
- POWLESLAND, R. G. (2009): Bird species of concern at windfarms in New Zealand DOC Research and Development Series, Wellington, New Zealand.
- PROBST, R. & B. STRUWE-JUHL (2009): Die Kleider des Seeadlers (*Haliastur albicilla*) unter dem Einfluss individueller und geografischer Variation. *Denisia* 27: S. 159 - 172.
- QUASCHNING, V. (2013): Regenerative Energiesysteme. Technologie – Berechnung – Simulation, München.
- RASRAN, L., K. MAMMEN & B. GRAJETZKY (2010): Modellrechnungen zur Risikoabschätzung für Individuen und Populationen von Greifvögeln aufgrund der Windkraftentwicklung. Tagungsband der Fachtagung.

- RASRAN, L. & K.-M. THOMSEN (2013): Auswirkungen von Windenergieanlagen auf den Bestand und die Nistplatzwahl der Wiesenweihe *Circus pygargus* in Nordfriesland 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.
- R CORE TEAM (2014): A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna.
- REICHENBACH, M. (2004): Ergebnisse zur Empfindlichkeit bestandsgefährdeter Singvogelarten gegenüber Windenergieanlagen. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7: 137-150.
- REICHENBACH, M., K. HANDKE & F. SINNING (2004): Der Stand des Wissens zur Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber Störungswirkungen von Windenergieanlagen. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7: 229-243.
- RICHARZ, K., M. HORMANN, M. WERNER, L. SIMON & T. WOLF (2012): Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz . Artenschutz (Vögel, Fledermäuse) und NATURA 2000-Gebiete. Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland & Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz.
- RÖSNER, S., K. BOGATZ, H. TRAPP, T. GRÜNKORN & R. BRANDL (2009): No evidence of skewed secondary sex ratios in nestlings of the Common Raven (*Corvus corax*). J. Ornithol. 150: 293-297.
- ROHDE, C. (2009): Funktionsraumanalyse der zwischen 1995 und 2008 besetzten Brutreviere des Schwarzstorches *Ciconia nigra* in Mecklenburg-Vorpommern. Orn. Rundbrief Meckl.-Vorp. Band 46 (Sonderheft 2): 191-204.
- ROODBERGEN, M., B. van der WERFT & H. HÖTKER (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. J. Ornithol. 153: 53-74.
- ROTELLA, J. J. , S. J. DINSMORE & T. L. SHAFFER (2004): Modeling nest-survival data: a comparison of recently developed methods that can be implemented in MARK and SAS. Animal Biodiversity and Conservation 27: 187-204.
- RUBOLINI, D. , M. GUSTIN, G. BOGLIANI & R. GARAVAGLIA (2015): Birds and powerlines in Italy: an assessment. Bird Conservation International (2005) 15:131–145.
- RUTZ, C. (2012): Brood sex ratio varies with diet composition in a generalist raptor. Biol. J. Linnean Soc. 105: 937-951.

- SAFI, K., B. KRANSTAUBER, R. WEINZIERL, L. GRIFFIN, E. C. REES, D. CABOT, S. CRUZ, C. PROAÑO, T. J. Y., N. S. H., J. WALDENSTRÖM, D. BENGTSOON, R. KAYS, M. WIKELSKI & G. BOHRER (2013): Flying with the wind: scale dependency of speed and direction measurements in modelling wind support in avian flight. *Movement Ecology* 1.
- SEATHER, B. E. & O. BAKKE (2000): Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81: 642-653.
- SCHAUB, M. (2012): Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biol. Conserv.* 155: 111-118.
- SCHICKER, J. (1997): Experimentelle Untersuchung zur Verweildauer von Vogelkadavern unter Hochspannungsfreileitungen. *Vogel und Umwelt* Bd. 9: 147-155.
- SCHMID, H., T. STEURI & B. BRUDERER (1986): Zugverhalten von Mäusebussard *Buteo buteo* und Sperber *Accipiter nisus* im Alpenraum. *Der Ornithologische Beobachter* 83: S. 111 - 134.
- SCHREIBER, M. (2014): Artenschutz und Windenergieanlagen. Anmerkungen zur aktuellen Fachkonvention der Vogelschutzwarten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 46 (12): 361-369.
- 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., P. PEDRINIB & L. MARCHESI (2003): Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biol. Conserv.* 112: S. 351 - 362.
- SHAMOUN-BARANES, J., E. VAN LOON, D. ALON, P. ALPERTM, Y. YOM-TOV & Y. LESHEM (2006a): Is there a connection between weather at departure sites, onset of migration and timing of soaring-bird autumn migration in Israel? *Global Ecol. Biogeogr.* 15 (6): S. 541 - 552.
- SHAMOUN-BARANES, J., E. VAN LOON, H. VAN GASTEREN, J. VAN BELLE, W. BOUTEN & L. BUURMA (2006b): A comparative analysis of the influence of weather on the flight altitudes of birds. *Bulletin of the American Meteorological Society* 87: S. 47 - 61.
- SOVACOOOL, B. K. (2009): Contextualizing avian mortality: a preliminary appraisal of bird and bat fatalities from wind, fossil-fuel, and nuclear electricity. *Energy Policy* 37: 2241-2248.
- SMALES, I., S. MUIR, C. MEREDITH & R. BAIRD (2013): A Description of the Biosis Model to Assess Risk of Bird Collisions with Wind Turbines. *Wildl. Soc. Bull.* 37: 59-65.
- SMALLWOOD, K. S. (2006): Biological Effects of Repowering a Portion of the Altamont Pass Wind Resource Area, California: The Diablo Winds Energy Project.

- SMALLWOOD, S. K. & C. G. THELANDER (2004): Developing Methods to Reduce Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area. California Energy Commission, August 2004, 520 S. .
- SMALLWOOD, K. S., C. G. THELANDER, M. L. MORRISON & L. RUGGE (2007): Burrowing owl mortality in the altmamont pass wind resource area. *J. Wildl. Manage.* 71 (5): S. 1513 - 1524.
- SMALLWOOD, K. S. & C. THELANDER (2008): Bird Mortality in the Altamont Pass Wind Resource Area, California. *J. Wildl. Manage.* 72 (1): 215-223.
- SMALLWOOD, K. S. & B. KARAS (2009): Avian and Bat Fatality Rates at Old-Generation and Repowered Wind Turbines in California. *J. Wildl. Manage.* 73 (7): 1062-1071.
- SMALLWOOD, K. S., L. RUGGE & M. L. MORRISON (2009): Influence of Behavior on Bird Mortality in Wind Energy Developments. *J. Wildl. Manage.* 73 (7): 1082-1098.
- SNH (Scottish Natural Heritage) (2000): Guidance: Windfarms and birds: Calculating a theoretical collision risk assuming no avoiding action. 10 S. .
- SNH (Scottish Natural Heritage) (2005): Guidance: Survey methods for use in assessing the impacts of onshore windfarms on bird communities. 50 S. http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/bird_survey.pdf.
- SNH (Scottish Natural Heritage) (2010a): Guidance: Survey methods for use in assessing the impacts of onshore windfarms on bird communities. Scottish Natural Heritage, November 2005 (revised December 2010), 50 S. .
- SNH (Scottish Natural Heritage) (2010b): Use of Avoidance Rates in the SNH Wind Farm Collision Risk Model. 10 S. .
- SNH (Scottish Natuiral Heritage) (2014): Guidance: Flight Speeds and Biometrics for Collision Risk Modelling. Scottish Natural Heritage.
- SNH (Scottish Natuiral Heritage) 2014): Guidance: Recommended bird survey methods to inform impact assessment of onshore wind farms. 27 S.
- SPAAR, R. & B. BRUDERER (1996): Optimal flight behaviour of soaring migrants. *Behav. Ecol.* 8 (3): S.288 - 297.
- SPEAR, L. B. & D. G. AINLY (1997): Flight speed of seabirds in relation to wind speed and direction. . *Ibis* 139: S. 234 - 251.
- STANEK, N. (2013). Imperial College London.
- SÜDBECK, P., H. ANDREZKE, 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. Ber. Vogelsch. 44: 23-81.
- STEINBORN, H., M. REICHENBACH & H. TIMMERMANN (2011): Windkraft - Vögel - Lebensräume Ergebnisse einer siebenjährigen Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel, Books on Demand, Norderstedt.
- SU, Y.-S. & M. YAJIMA (2012): R2jags: A package for running jags from R.
- SUDFELDT, C., R. DRÖSCHMEISTER, W. FREDERKING, K. GEDEON, B. GERLACH, C. GRÜNEBERG, J. KARTHÄUSER, T. LANGGEMACH, B. SCHUSTER, S. TRAUTMANN & J. WAHL (2013): Vögel in Deutschland – 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- SYSSMANK, A. (1994): Neue Anforderungen im europäischen Naturschutz: Das Schutzgebietsystem Natura 2000 und die FFH-Richtlinie der EU. –Natur und Landschaft 69 (Heft 9): 395-406.
http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/natura2000/Naturraeume_Deutschlands.pdf.
- THELANDER, C. G., K. S. SMALLWOOD & L. RUGGE (2003) Bird risk behaviors and fatalities at the Altamont Pass wind resource area. National Renewable Energy Laboratory NREL, Colorado.
- THELANDER, C. G. & L. RUGGE (2000): Avian risk behavior and fatalities at the Altamont wind resource area. National Renewable Energy Laboratory NREL, Colorado.
- THIOLLAY, J. M. (1994): Family Accipitridae. In: Del Hoyo, J., A. Elliott & J. Sargatal (Eds.): Handbook of the birds of the world. Vol. 2. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 52-205.
- TUCKER, V. A. (1996): A Mathematical Model of Bird Collision With Wind Turbine Rotors. Journal of Solar Energy 118: 253-269.
- U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE (2013): Eagle Conservation Plan Guidance: Module 1 - Land-based Wind Energy Version 2. 118 S. .
- UROUHART, B., S. HULKA and K. DUFFY (2015): Game birds do not surrogate for raptors in trials to calibrate observed raptor collision fatalities. Bird Study (2015), 1–4.
- WATTER, H. (2011): Regenerative Energiesysteme; Grundlagen, Systemtechnik, und Anwendungsbeispiele aus der Praxis.
- WHITE, G. C. & K. P. BURNHAM (1999): Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. Bird Study 46, Supplement: 120-138.
- WHITFIELD, D. P. (2009): Collision Avoidance of Golden Eagles at Wind Farms under the 'Band' Collision Risk Model. Report to Scottish Natural Heritage, 35 S. .

- WHITFIELD, D. P., A. H. FIELDING, D. R. A. MCLEOD & P. F. HAWORTH (2004): Modelling the effects of persecution on the population dynamics of golden eagles in Scotland. *Biol. Conserv.* 119: 319-333.
- WHITFIELD, D. P. & M. MADDERS (2006a): Deriving collision avoidance rates for red kites *milvus milvus*. Natural research information note 3, Natural Research Ltd, Banchory, UK., 14 S. .
- WHITFIELD, D. P. & M. MADDERS (2006b): Flight height in the hen harrier *circus cyaneus* and its incorporation in wind turbine collision risk modelling. Natural research information note 2, OCTOBER 2005 (UPDATED AUGUST 2006), 13 S. .
- WHITFIELD, D. P. & M. MADDERS (2006c): A review of the impacts of wind farms on hen harriers *circus cyaneus* and an estimation of collision avoidance rates. Natural research information note 1 (revised), 32 S. .
- WHITFIELD, D. P. (2007): The effects of wind farms on shorebirds (waders: *charadrii*) especially with regard to wintering golden plovers Natural Research Limited, Banchory.
- WHITTINGHAM, M. J., P. A. STEPHENS, R. B. BRADBURY & R. P. FRECKLETON (2006): Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *J. Anim. Ecol.* 75: 1182-1189.
- WINKELMAN, J. E. (1992): The impact of the SEP wind park near Oosterbierum, The Netherlands, on birds Vol.: 2: nocturnal collision risks Unpublished RIN report 92/3, DLO-Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Arnhem, The Netherlands.
- ZANG, H., H. HECKENROTH & F. KNOLLE (1989): Die Vögel Niedersachsens-Greifvögel. *Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs.* B, H. 2.3.
- ZEILER, H. P. & V. GRÜNSCHACHNER-BERGER (2009): Impact of wind power plants on black grouse, *Lyrurus tetrix* in Alpine regions. *Folia Zool.* 58 (2): 173-182.

12 ANHANG

12.1 Projektbegleitende Arbeitsgruppe (PAG)

Das Projekt wurde während seiner gesamten Laufzeit von einer projektbegleitenden Arbeitsgruppe begleitet. Im Rahmen des Projektes traf sich ausschließlich die PAG zweimal in Berlin in den jeweils zuständigen Ministerien (zuerst BMU, dann BMWi). Zu den beiden Workshops (s. u.) wurden auch die Mitglieder der PAG eingeladen.

PAG I

Am 22. Februar 2012 im BMU in Berlin wurden insbesondere die geplanten Methoden von PROGRESS vorgestellt und diskutiert. Es nahmen neben den Projektnehmern folgende Personen am 1. Treffen der PAG teil:

Projektträger

PTJ: Frau Klein, Herr Verfuß.

BMU: Herr Bischoff , Herr Hinsch, Herr Lüdeke, Herr Nagel, Herr Wienold.

Teilnehmer

BfN: Frau Moorfeld.

BWE: Herr Ratzbor, Frau Wilkening.

UBA: Frau Adlunger.

Präsentationen bei der PAG I:

1. Methodenvorstellung Auswahl Untersuchungsgebiete/Auswahl WP/Zielarten (Thomas Grünkorn, BioConsult SH).
2. Methodenvorstellung Verhaltensbeobachtung (Marc Reichenbach, ARSU).
3. Methodenvorstellung Modellierung (Oliver Krüger, Universität Bielefeld).

PAGII

Am 22. Januar 2014 im BMWi in Berlin wurde ein Zwischenstand der Feldarbeit von PROGRESS vorgestellt. Es nahmen neben den Projektnehmern folgende Personen am 2. Treffen der PAG teil:

Projektträger

PTJ: Frau Klein, Herr Verfuß.

BMWi: Frau Radecke.

BMUB: Herr Klepke

Teilnehmer

BfN: Frau Seyfert.

BWE Herr Ratzbor, Frau Wilkening.
NABU: Herr Hötker.
RENEBAT: Herr Behr.
TU Berlin: Herr Nagel, Frau Schuster.
UBA: Frau Lütkehus.

Präsentationen bei der PAG II:

1. Bisheriger Aufwand der Suche nach Kollisionsopfern und tatsächlich gefundene Vögel (Thomas Grünkorn, BioConsult SH).
2. Korrekturfaktoren und beispielhafte Schätzung der Opferzahlen (Timothy Coppack, IfAÖ und Jan von Rön, BioConsult SH).
3. Wie fliegen Vögel in Windparks? Datenübersicht und beispielhafte Auswertungen (Sabrina Weitekamp, ARSU).
4. Predicting thresholds of concern for common buzzard, red kite and white-tailed eagle (Astrid Potiek, Universität Bielefeld).
5. Validierung des BAND-Modells und planungsbezogene Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch WEA (Marc Reichenbach, ARSU)

12.2 Workshops

Im Rahmen von PROGRESS wurden zwei internationale englischsprachige Workshops in Berlin veranstaltet.

Workshop I

Der erste Workshop fand am 28./29. November 2012 im Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – BMU), Stresemannstraße 128-130, 10117 Berlin statt. Es nahmen 34 Personen an dem Workshop teil.

Präsentationen beim Workshop I:

1. Observing flight behaviour to determine avoidance rates - methodology and preliminary results (Marc Reichenbach, Sabrina Weitekamp, ARSU).
2. Raptors and randomness; considering stochasticity in collision risk (Aly McCluskie, RSPB, UK).
3. Walk the line - Collision searches – field methods (Thomas Grünkorn, BioConsult SH).
4. The hunting of the lark – Testing search efficiency and inter-rater reliability (Timothy Coppack, IfAÖ).

5. Removal rates – field methods and modelling in a capture/recapture framework (Jan von Rönn, Bio-Consult SH).
6. Bird and bat fatality estimation at wind farms: constraints, current approaches and remaining questions Regina Bispo (Bio3, Portugal).
7. The use of the BAND Collision Risk Model (CRM) in the assessment of predicted effects of terrestrial and marine wind farms on birds (Andy Douse; Scottish Natural Heritage, UK).
8. Estimation and use of avoidance rates under the BAND Collision Risk model (Philip Whitfield; Natural Research, UK).
9. Estimating the effect of mortality on population growth using matrix models (Oliver Krüger; University of Bielefeld).
10. Wind turbine fatalities approach a level of concern for Red Kites (Brandenburg, Germany) (Jochen Bellebaum).
11. A population model as a tool to estimate effects of additional mortality on populations; illustrated by the Lesser Black-backed Gull (Rob Lensink, BUWA, NL).

Workshop II

Der zweite Workshop fand am 09. März 2015 an der Technischen Universität Berlin, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin, statt, einen Tag vor der „Conference on Wind Energy and Wildlife Impacts (CWW)“ am gleichen Ort. Es nahmen 45 Personen an dem Workshop teil.

Präsentationen beim Workshop I:

PROGRESS: Walk the line: results of search for fatalities in 55 wind farm seasons (Thomas Grünkorn, BioConsult SH).

PROGRESS: From collision monitoring to fatality estimation in 55 wind farm seasons (Jan von Rönn, BioConsult SH und Timothy Coppack, IfAÖ).

How do temporal arrival patterns of carcasses affect fatality estimation? (Fränzi Korner-Nievergelt, Oikostat/CH und Manuela Huso, FRESC/ USA).

Bird collisions in the largest wind farm in Bulgaria (Pavel Zehtendijev, BGR).

PROGRESS: How do birds fly among wind turbines? Avoidance behaviour and relation to collision risk in 55 wind farms seasons. (Sabrina Weitekamp, Hanna Timmermann, Marc Reichenbach, ARSU).

A simulation update to the BAND collision risk model: including uncertainty and variability (Elizabeth Masden, UK).

Towards improved estimates of bird collisions with wind turbines offshore and on land: comparing and improving theoretical and empirical collision rate models (Jonne Kleyheeg-Hartmann, Karen Krijgsveld, Mark Collier, Sjoerd Dirksen, Bureau Waardenburg/ NL)

PROGRESS: Mortality from turbine collisions: Long-term population effects on three raptor species (Astrid Potiek und Oliver Krüger, Universität Bielefeld).

12.3 Projekt Homepage

Eine Vorstellung des Projektes und Präsentationen der zwei Workshops finden sich auf der PROGRESS-Homepage www.bioconsult-sh.de/projekte/progress. Für die Teilnehmer der Workshops sind die Präsentationen verfügbar. Dieser Schlussbericht ist allgemein verfügbar.

Fundliste der insgesamt im Rahmen von PROGRESS gefundenen Vögel sortiert nach Häufigkeit (Tab. 12.1), nach deutschen Artnamen (Tab. 12.2) und nach systematischer Taxonomie (Tab. 12.3).

12.4 Liste der gefundenen Kollisionsopfer

Tab. 12.1 Fundliste (Sortierung nach Arthäufigkeit).

| Artname deutsch | Artname wissenschaftlich | Artengruppe | Anzahl |
|---------------------|--------------------------|-------------|--------|
| Ringeltaube | Columba palumbus | Tauben | 41 |
| Stockente | Anas platyrhynchos | Enten | 39 |
| Mäusebussard | Buteo buteo | Greifvögel | 25 |
| Lachmöwe | Larus ridibundus | Möwen | 18 |
| Star | Sturnus vulgaris | Singvögel | 15 |
| Kiebitz | Vanellus vanellus | Watvögel | 12 |
| Silbermöwe | Larus argentatus | Möwen | 12 |
| Goldregenpfeifer | Pluvialis apricaria | Watvögel | 10 |
| Feldlerche | Alauda arvensis | Singvögel | 10 |
| Haustaube | Passer domesticus | Singvögel | 9 |
| Heringsmöwe | Larus fuscus | Möwen | 8 |
| Sturmmöwe | Larus canus | Möwen | 5 |
| Rotmilan | Milvus milvus | Greifvögel | 5 |
| Turmfalke | Falco tinnunculus | Greifvögel | 5 |
| Pfeifente | Anas penelope | Enten | 5 |
| Bachstelze | Motacilla alba | Singvögel | 4 |
| Graugans | Anser anser | Gänse | 4 |
| Alpenstrandläufer | Calidris alpina | Watvögel | 3 |
| Blaumeise | Parus caeruleus | Singvögel | 3 |
| Rabenkrähe | Corvus corone corone | Singvögel | 3 |
| Rohrhammer | Emberiza schoeniclus | Singvögel | 3 |
| Rotkehlchen | Erithacus rubecula | Singvögel | 3 |
| Sperber | Accipiter nisus | Greifvögel | 3 |
| Großer Brachvogel | Numenius arquata | Watvögel | 2 |
| Amsel | Turdus merula | Singvögel | 2 |
| Goldammer | Emberiza citrinella | Singvögel | 2 |
| Kolkrabe | Corvus corax | Singvögel | 2 |
| Misteldrossel | Turdus viscivorus | Singvögel | 2 |
| Rauchschwalbe | Hirundo rustica | Singvögel | 2 |
| Sommergoldhähnchen | Regulus ignicapillus | Singvögel | 2 |
| Wintergoldhähnchen | Regulus regulus | Singvögel | 2 |
| Fasan | Phasianus colchicus | Hühnervögel | 2 |
| Kranich | Grus grus | Kraniche | 2 |
| Krickente | Anas crecca | Enten | 2 |
| Nonnengans | Alopochen aegyptiacus | Gänse | 2 |
| Bekassine | Gallinago gallinago | Watvögel | 1 |
| Mornellregenpfeifer | Charadrius morinellus | Watvögel | 1 |
| Bluthänfling | Carduelis cannabina | Singvögel | 1 |
| Elster | Pica pica | Singvögel | 1 |
| Heidelerche | Lullula arborea | Singvögel | 1 |
| Mauersegler | Apus apus | Segler | 1 |
| Mönchsgrasmücke | Sylvia atricapilla | Singvögel | 1 |
| Rotdrossel | Turdus iliacus | Singvögel | 1 |
| Singdrossel | Turdus philomelos | Singvögel | 1 |
| Stieglitz | Carduelis carduelis | Singvögel | 1 |
| Teichrohrsänger | Acrocephalus scirpaceus | Singvögel | 1 |
| Uferschwalbe | Riparia riparia | Singvögel | 1 |
| Wacholderdrossel | Turdus pilaris | Singvögel | 1 |
| Blesshuhn | Fulica atra | Rallen | 1 |
| Graureiher | Ardea cinerea | Reiher | 1 |
| Hohltaube | Columba oenas | Tauben | 1 |
| Rebhuhn | Perdix perdix | Hühnervögel | 1 |
| Waldohreule | Asio otus | Eulen | 1 |
| Schwarzmilan | Milvus migrans | Greifvögel | 1 |
| Seeadler | Haliaeetus albicilla | Greifvögel | 1 |
| Nilgans | Alopochen aegyptiacus | Gänse | 1 |
| Schnatterente | Anas strepera | Enten | 1 |
| | | | 291 |

Tab. 12.2 Fundliste (alphabetische Sortierung des deutschen Artnamens).

| Artnamen deutsch | Artnamen wissenschaftlich | Artengruppe | Anzahl |
|---------------------|---------------------------|-------------|--------|
| Alpenstrandläufer | Calidris alpina | Watvögel | 3 |
| Amsel | Turdus merula | Singvögel | 2 |
| Bachstelze | Motacilla alba | Singvögel | 4 |
| Bekassine | Gallinago gallinago | Watvögel | 1 |
| Blaumeise | Parus caeruleus | Singvögel | 3 |
| Blesshuhn | Fulica atra | Rallen | 1 |
| Bluthänfling | Carduelis cannabina | Singvögel | 1 |
| Elster | Pica pica | Singvögel | 1 |
| Fasan | Phasianus colchicus | Hühnervogel | 2 |
| Feldlerche | Alauda arvensis | Singvögel | 10 |
| Goldammer | Emberiza citrinella | Singvögel | 2 |
| Goldregenpfeifer | Pluvialis apricaria | Watvögel | 10 |
| Graugans | Anser anser | Gänse | 4 |
| Graureiher | Ardea cinerea | Reiher | 1 |
| Großer Brachvogel | Numenius arquata | Watvögel | 2 |
| Haustaube | Passer domesticus | Singvögel | 9 |
| Heidelerche | Lullula arborea | Singvögel | 1 |
| Heringsmöwe | Larus fuscus | Möwen | 8 |
| Hohltaube | Columba oenas | Tauben | 1 |
| Kiebitz | Vanellus vanellus | Watvögel | 12 |
| Kolkrabe | Corvus corax | Singvögel | 2 |
| Kranich | Grus grus | Kraniche | 2 |
| Krickente | Anas crecca | Enten | 2 |
| Lachmöwe | Larus ridibundus | Möwen | 18 |
| Mauersegler | Apus apus | Segler | 1 |
| Mäusebussard | Buteo buteo | Greifvögel | 25 |
| Misteldrossel | Turdus viscivorus | Singvögel | 2 |
| Mönchsgrasmücke | Sylvia atricapilla | Singvögel | 1 |
| Mornellregenpfeifer | Charadrius morinellus | Watvögel | 1 |
| Nilgans | Alopochen aegyptiacus | Gänse | 1 |
| Nonnengans | Alopochen aegyptiacus | Gänse | 2 |
| Pfeifente | Anas penelope | Enten | 5 |
| Rabenkrähe | Corvus corone corone | Singvögel | 3 |
| Rauchschwalbe | Hirundo rustica | Singvögel | 2 |
| Rebhuhn | Perdix perdix | Hühnervogel | 1 |
| Ringeltaube | Columba palumbus | Tauben | 41 |
| Rohrhammer | Emberiza schoeniclus | Singvögel | 3 |
| Rotdrossel | Turdus iliacus | Singvögel | 1 |
| Rotkehlchen | Erithacus rubecula | Singvögel | 3 |
| Rotmilan | Milvus milvus | Greifvögel | 5 |
| Schnatterente | Anas strepera | Enten | 1 |
| Schwarzmilan | Milvus migrans | Greifvögel | 1 |
| Seeadler | Haliaeetus albicilla | Greifvögel | 1 |
| Silbermöwe | Larus argentatus | Möwen | 12 |
| Singdrossel | Turdus philomelos | Singvögel | 1 |
| Sommergoldhähnchen | Regulus ignicapillus | Singvögel | 2 |
| Sperber | Accipiter nisus | Greifvögel | 3 |
| Star | Sturnus vulgaris | Singvögel | 15 |
| Stieglitz | Carduelis carduelis | Singvögel | 1 |
| Stockente | Anas platyrhynchos | Enten | 39 |
| Sturmmöwe | Larus canus | Möwen | 5 |
| Teichrohrsänger | Acrocephalus scirpaceus | Singvögel | 1 |
| Turmfalke | Falco tinnunculus | Greifvögel | 5 |
| Uferschwalbe | Riparia riparia | Singvögel | 1 |
| Wacholderdrossel | Turdus pilaris | Singvögel | 1 |
| Waldohreule | Asio otus | Eulen | 1 |
| Wintergoldhähnchen | Regulus regulus | Singvögel | 2 |

Tab. 12.3 Fundliste (Sortierung nach taxonomischer Systematik).

| Artname deutsch | Artname wissenschaftlich | Artengruppe | Anzahl |
|---------------------|--------------------------|-------------|--------|
| Graureiher | Ardea cinerea | Reiher | 1 |
| Graugans | Anser anser | Gänse | 4 |
| Nilgans | Alopochen aegyptiacus | Gänse | 1 |
| Nonnengans | Alopochen aegyptiacus | Gänse | 2 |
| Pfeifente | Anas penelope | Enten | 5 |
| Schnatterente | Anas strepera | Enten | 1 |
| Krickente | Anas crecca | Enten | 2 |
| Stockente | Anas platyrhynchos | Enten | 39 |
| Schwarzmilan | Milvus migrans | Greifvögel | 1 |
| Rotmilan | Milvus milvus | Greifvögel | 5 |
| Seeadler | Haliaeetus albicilla | Greifvögel | 1 |
| Sperber | Accipiter nisus | Greifvögel | 3 |
| Mäusebussard | Buteo buteo | Greifvögel | 25 |
| Turmfalke | Falco tinnunculus | Greifvögel | 5 |
| Rebhuhn | Perdix perdix | Hühnervögel | 1 |
| Fasan | Phasianus colchicus | Hühnervögel | 2 |
| Blesshuhn | Fulica atra | Rallen | 1 |
| Kranich | Grus grus | Kraniche | 2 |
| Mornellregenpfeifer | Charadrius morinellus | Watvögel | 1 |
| Goldregenpfeifer | Pluvialis apricaria | Watvögel | 10 |
| Kiebitz | Vanellus vanellus | Watvögel | 12 |
| Alpenstrandläufer | Calidris alpina | Watvögel | 3 |
| Bekassine | Gallinago gallinago | Watvögel | 1 |
| Großer Brachvogel | Numenius arquata | Watvögel | 2 |
| Lachmöwe | Larus ridibundus | Möwen | 18 |
| Sturmmöwe | Larus canus | Möwen | 5 |
| Heringsmöwe | Larus fuscus | Möwen | 8 |
| Silbermöwe | Larus argentatus | Möwen | 12 |
| Hohltaube | Columba oenas | Tauben | 1 |
| Ringeltaube | Columba palumbus | Tauben | 41 |
| Waldohreule | Asio otus | Eulen | 1 |
| Mauersegler | Apus apus | Segler | 1 |
| Heidelerche | Lullula arborea | Singvögel | 1 |
| Feldlerche | Alauda arvensis | Singvögel | 10 |
| Uferschwalbe | Riparia riparia | Singvögel | 1 |
| Rauchschwalbe | Hirundo rustica | Singvögel | 2 |
| Bachstelze | Motacilla alba | Singvögel | 4 |
| Rotkehlchen | Erithacus rubecula | Singvögel | 3 |
| Amsel | Turdus merula | Singvögel | 2 |
| Wacholderdrossel | Turdus pilaris | Singvögel | 1 |
| Singdrossel | Turdus philomelos | Singvögel | 1 |
| Rotdrossel | Turdus iliacus | Singvögel | 1 |
| Misteldrossel | Turdus viscivorus | Singvögel | 2 |
| Teichrohrsänger | Acrocephalus scirpaceus | Singvögel | 1 |
| Mönchsgrasmücke | Sylvia atricapilla | Singvögel | 1 |
| Wintergoldhähnchen | Regulus regulus | Singvögel | 2 |
| Sommergoldhähnchen | Regulus ignicapillus | Singvögel | 2 |
| Blaumeise | Parus caeruleus | Singvögel | 3 |
| Elster | Pica pica | Singvögel | 1 |
| Rabenkrähe | Corvus corone corone | Singvögel | 3 |
| Kolkrabe | Corvus corax | Singvögel | 2 |
| Star | Sturnus vulgaris | Singvögel | 15 |
| Haustaube | Passer domesticus | Singvögel | 9 |
| Stieglitz | Carduelis carduelis | Singvögel | 1 |
| Bluthänfling | Carduelis cannabina | Singvögel | 1 |
| Goldammer | Emberiza citrinella | Singvögel | 2 |
| Rohrhammer | Emberiza schoeniclus | Singvögel | 3 |
| | | | 291 |

12.5 Schätzung der Kollisionsopferzahlen

Tab. 12.4 Artenzusammensetzung der in den Experimenten zur Verbleiberate verwendeten Vogelkörper.

| Deutscher Name | Gattung | Art | Anzahl [n] | Körper- masse [g] | Farbklasse |
|-------------------|----------------|----------------|---------------|-------------------------|------------|
| Alpenstrandläufer | Calidris | alpina | 2 | 50 | mittel |
| Amsel | Turdus | merula | 81 | 100 | dunkel |
| Austernfischer | Haematopus | ostralegus | 10 | 500 | mittel |
| Bachstelze | Motacilla | alba | 2 | 21 | hell |
| Baßtöpel | Morus | bassanus | 2 | 3.200 | hell |
| Bergfink | Fringilla | montifringilla | 7 | 28 | mittel |
| Bläßgans | Anser | albifrons | 1 | 1.900 | mittel |
| Bläßhuhn | Fulica | atra | 4 | 900 | dunkel |
| Blaumeise | Parus | caeruleus | 15 | 11 | mittel |
| Bluthänfling | Carduelis | cannabina | 3 | 18 | mittel |
| Brandgans | Tadorna | tadorna | 2 | 1.300 | hell |
| Buchfink | Fringilla | coelebs | 41 | 24 | mittel |
| Buntspecht | Dendrocopus | major | 9 | 80 | mittel |
| Dohle | Corvus | monedula | 4 | 230 | dunkel |
| Dorngrasmücke | Sylvia | communis | 2 | 16 | mittel |
| Dreizehenmöwe | Rissa | tridactyla | 13 | 400 | hell |
| Eiderente | Somateria | mollissima | 19 | 2.000 | mittel |
| Eissturmvogel | Fulmarus | glacialis | 1 | 650 | hell |
| Eisvogel | Alcedo | atthis | 1 | 45 | mittel |
| Elster | Pica | pica | 1 | 210 | mittel |
| Erlenzeisig | Carduelis | spinus | 9 | 12 | mittel |
| Falke | Falco | | 1 | 220 | mittel |
| Fasan | Phasianus | colchicus | 1 | 1.200 | mittel |
| Feldlerche | Alauda | arvensis | 6 | 40 | mittel |
| Feldsperling | Passer | montanus | 4 | 23 | dunkel |
| Fitis | Phylloscopus | trochilus | 26 | 9 | mittel |
| Gartengrasmücke | Sylvia | borin | 2 | 19 | mittel |
| Gartenrotschwanz | Phoenicurus | phoenicurus | 2 | 16 | mittel |
| Gimpel | Pyrrhula | pyrrhula | 2 | 23 | mittel |
| Goldammer | Emberiza | citrinella | 4 | 30 | mittel |
| Goldhähnchen | Regulus | | 3 | 5 | mittel |
| Goldregenpfeifer | Pluvialis | apricaria | 4 | 180 | mittel |
| Grasmücke | Syvia | | 2 | 17 | mittel |
| Graugans | Anser | anser | 2 | 3.000 | mittel |
| Graureiher | Ardea | cinerea | 6 | 1.500 | hell |
| Grauschnäpper | Muscicapa | striata | 1 | 15 | mittel |
| Großer Brachvogel | Numenius | arquata | 2 | 700 | mittel |
| Grünfink | Carduelis | chloris | 21 | 30 | mittel |
| Haubentaucher | Podiceps | cristatus | 1 | 1.100 | mittel |
| Hausperling | Passer | domesticus | 22 | 29 | dunkel |
| Heckenbraunelle | Prunella | modularis | 12 | 19 | dunkel |
| Heringsmöwe | Larus | fuscus | 7 | 800 | hell |
| Hohltaube | Columba | oenas | 1 | 300 | mittel |
| Huhn (Kücken) | Gallus | gallus | 2 | 50 | mittel |
| Kampfläufer | Philomachus | pugnax | 1 | 125 | mittel |
| Kernbeißer | Coccothraustes | coccothraustes | 4 | 56 | mittel |
| Kiebitz | Vanellus | vanellus | 10 | 220 | mittel |
| Kleiber | Sitta | europaea | 1 | 22 | mittel |
| Knutt | Calidris | canutus | 3 | 130 | mittel |
| Kohlmeise | Parus | major | 14 | 20 | mittel |
| Kolkrabe | Corvus | corrax | 1 | 1.150 | dunkel |
| Kormoran | Phalacrocorax | carbo | 1 | 3.000 | dunkel |
| Krähe | Corvus | | 3 | 550 | dunkel |
| Krickente | Anas | crecca | 1 | 300 | mittel |
| Lachmöwe | Larus | ridibundus | 26 | 280 | hell |
| Laubsänger | Phylloscopus | | 10 | 8 | mittel |
| Mantelmöwe | Larus | marinus | 8 | 1.600 | hell |
| Mauersegler | Apus | apus | 1 | 40 | dunkel |
| Mäusebussard | Buteo | buteo | 29 | 1.000 | mittel |

Tab. 12.15 Forstetzung

| Deutscher Name | Gattung | Art | Anzahl [n] | Körper- masse [g] | Farbklasse |
|--------------------|--------------|---------------|---------------|-------------------------|------------|
| Mehlschwalbe | Delichon | urbicum | 2 | 19 | mittel |
| Misteldrossel | Turdus | viscivorus | 1 | 110 | mittel |
| Mönchsgrasmücke | Sylvia | atricapilla | 3 | 18 | mittel |
| Möwe | Larus | | 4 | 800 | Hell |
| Nilgans | Alopochen | aegyptiacus | 1 | 2.250 | mittel |
| Nonnengans | Branta | leucopsis | 3 | 1.800 | mittel |
| Ohreule | Asio | | 2 | 280 | mittel |
| Pfeifente | Anas | penelope | 12 | 700 | mittel |
| Pieper spec. | Anthus | | 2 | 18 | mittel |
| Rabenkrähe | Corvus | corone | 9 | 550 | dunkel |
| Rauchschwalbe | Hirundo | rustica | 16 | 20 | dunkel |
| Rebhuhn | Perdix | perdix | 5 | 380 | mittel |
| Ringelgans | Branta | bernicla | 14 | 1.400 | dunkel |
| Ringeltaube | Columba | palumbus | 30 | 480 | mittel |
| Rohrhammer | Emberiza | schoeniclus | 2 | 18 | mittel |
| Rotdrossel | Turdus | iliacus | 23 | 60 | mittel |
| Rotkehlchen | Erithacus | rebecula | 36 | 15 | mittel |
| Rotmilan | Milvus | milvus | 1 | 1.100 | mittel |
| Rotschenkel | Tringa | totanus | 1 | 120 | mittel |
| Schafstelze | Motacilla | flava | 1 | 16 | mittel |
| Schleiereule | Tyto | alba | 8 | 330 | hell |
| Schnäpper | Ficedula | | 1 | 12 | mittel |
| Schwanzmeise | Aegithalos | caudatus | 1 | 8 | hell |
| Seeschwalbe | Sterna | | 1 | 100 | hell |
| Silbermöwe | Larus | argentatus | 25 | 900 | hell |
| Singdrossel | Turdus | philomelos | 56 | 70 | mittel |
| Specht | Dendrocopus | | 2 | 80 | mittel |
| Sperber | Accipiter | nisus | 23 | 180 | mittel |
| Star | Sturnus | vulgaris | 17 | 90 | dunkel |
| Steinkauz | Athene | noctua | 1 | 190 | mittel |
| Stieglitz | Carduelis | carduelis | 2 | 16 | mittel |
| Stockente | Anas | platyrhynchos | 6 | 1.100 | mittel |
| Sturmmöwe | Larus | canus | 14 | 400 | hell |
| Sumpfmeise | Parus | palustris | 1 | 11 | mittel |
| Tannenmeise | Parus | ater | 2 | 10 | mittel |
| Taube | Columba | | 1 | 175 | mittel |
| Teichralle | Gallinula | chloropus | 6 | 370 | dunkel |
| Teichrohrsänger | Acrocephalus | scirpaceus | 1 | 10 | mittel |
| Trauerente | Melanitta | nigra | 2 | 1.000 | dunkel |
| Trauerschnäpper | Ficedula | hypoleuca | 2 | 12 | mittel |
| Trottellumme | Uria | aalge | 6 | 950 | mittel |
| Türkentaube | Streptopelia | decaocto | 2 | 200 | hell |
| Turmfalke | Falco | tinnunculus | 23 | 220 | mittel |
| Turteltaube | Streptopelia | turtur | 1 | 150 | mittel |
| Wacholderdrossel | Turdus | pilaris | 8 | 105 | mittel |
| Wachtel | Coturnix | coturnix | 292 | 100 | mittel |
| Waldkauz | Strix | aluco | 4 | 450 | mittel |
| Waldohreule | Asio | otus | 6 | 250 | mittel |
| Waldschnepfe | Scolopax | rusticola | 18 | 310 | dunkel |
| Wiedehopf | Upupa | epops | 1 | 65 | mittel |
| Wiesenpieper | Anthus | pratensis | 7 | 18 | mittel |
| Wintergoldhähnchen | Regulus | regulus | 12 | 5 | mittel |
| Zaunkönig | Troglodytes | troglodytes | 4 | 10 | dunkel |
| Zilpzalp | Phylloscopus | collibita | 8 | 7 | mittel |

Tab. 12.5 BUGS-code des Mixture Modells zur Schätzung der erwarteten Verteilung von Kollisionsopfern um WEA

```

model{

# full model
# random wp effects for small and large WEA class
for(i in 1:nrwp80){
#small birds
  Nklein80[i] ~ dpois(muklein80[i]) # number of collisions by windpark and ring
  muklein80[i] <- lambdaklein80[i]*nturbines80[i]
  log(lambdaklein80[i]) <- a0 + a1*ring80.l[i] + a2*ring80.q[i] + a4*height80[i] + betas[i]
  yklein80[i] ~ dbin(pklein80[i], Nklein80[i]) # carcass search small birds
  pklein80[i] ~ dbeta(paklein80[i], pbklein80[i]) # detection probability small birds
#large birds
  Ngross80[i] ~ dpois(mugross80[i]) # number of collisions by windpark and ring
  mugross80[i] <- lambdagross80[i]*nturbines80[i]
  log(lambdagross80[i]) <- a0 + a1*ring80.l[i] + a2*ring80.q[i] + a4*height80[i] + betas[i]
  betas[i] ~ dnorm(0, taubetas)
  ygross80[i] ~ dbin(pgross80[i], Ngross80[i]) # carcass search large birds
  pgross80[i] ~ dbeta(pagross80[i], pbgross80[i]) # detection probability large birds
} # close i

for(i in 1:nrwp100){
#small birds
  Nklein100[i] ~ dpois(muklein100[i]) # number of collisions by windpark and ring
  muklein100[i] <- lambdaklein100[i]*nturbines100[i]
  log(lambdaklein100[i]) <- b0 + b1*ring100.l[i] + b2*ring100.q[i] + b3*ring100.c[i] + b4*height100[i] + betal[i]
  yklein100[i] ~ dbin(pklein100[i], Nklein100[i]) # carcass search small birds
  pklein100[i] ~ dbeta(paklein100[i], pbklein100[i]) # detection probability small birds
#large birds
  Ngross100[i] ~ dpois(mugross100[i]) # number of collisions by windpark and ring
  mugross100[i] <- lambdagross100[i]*nturbines100[i]
  log(lambdagross100[i]) <- c0 + c1*ring100.l[i] + c2*ring100.q[i] + c3*ring100.c[i] + c4*height100[i] + betal[i]
  betal[i] ~ dnorm(0, taubetal)
  ygross100[i] ~ dbin(pgross100[i], Ngross100[i]) # carcass search large birds
  pgross100[i] ~ dbeta(pagross100[i], pbgross100[i]) # detection probability large birds
} # close i

# priors
taubetas <- pow(sigmabetas, -2)
sigmabetas ~ dt(0,1,1)I(0,)
taubetal <- pow(sigmabetal, -2)
sigmabetal ~ dt(0,1,1)I(0,)

a0 ~ dnorm(0,0.04)
a1 ~ dnorm(0,0.04)
a2 ~ dnorm(0,0.04)
a4 ~ dnorm(0,0.04)
b0 ~ dnorm(0,0.04)
b1 ~ dnorm(0,0.04)
b2 ~ dnorm(0,0.04)
b3 ~ dnorm(0,0.04)
b4 ~ dnorm(0,0.04)
c0 ~ dnorm(0,0.04)
c1 ~ dnorm(0,0.04)
c2 ~ dnorm(0,0.04)
c3 ~ dnorm(0,0.04)
c4 ~ dnorm(0,0.04)
}

```

Tab. 12.6 *BUGS-code des Mixture-Modells zur Schätzung der mittleren Kollisions rate pro WEA und Anzahl der Kollisionsopfer je WP.*

```
model{
  for(i in 1:nwp){
    N[i] ~ dpois(mu[i]) # number of collisions by windpark
    mu[i] <- lambda[i]*nturbines[i]
    log(lambda[i]) <- a0 + a1*X[i] + sigmabeta*beta[i]
    beta[i] ~ dnorm(0, 1)
    y[i] ~ dbin(p[i], N[i]) # carcass search
    p[i] ~ dbeta(pa[i], pb[i]) # detection probability
  } # close i

  # priors
  sigmabeta ~ dt(0,1,1)I(0,)

  a0 <- log(expa0)
  expa0 ~ dunif(0, 200)
  a1 ~ dnorm(0, 0.04)

  # derived parameters
  sumN <- sum(N[1:nwp])
}
```

Tab. 12.7 Geschätzte Anzahl kollidierter Feldlerchen für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesehenen WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Feldlerchen, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Feldlerchen [n] und die Anzahl abgesehener WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Feldlerche geschätzt [n] | Kreditabilitätsintervall | | Feldlerche gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|--------------------------|--------------------------|---------|-------------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 03,00 | 0 | 16 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 02,17 | 0 | 13 | 0 | 7 |
| a-fs12-w | 01,90 | 0 | 12 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 03,29 | 0 | 19 | 0 | 11 |
| bc-fs12-h | 02,81 | 0 | 18 | 0 | 12 |
| bc-fs12-i | 01,13 | 0 | 7 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 11,94 | 1 | 56 | 1 | 9 |
| i-fs12-m | 50,74 | 4 | 183 | 2 | 9 |
| i-fs12-p | 01,65 | 0 | 10 | 0 | 10 |
| a-fs13-f | 01,78 | 0 | 10 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 04,63 | 0 | 26 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 04,02 | 0 | 23 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 04,55 | 0 | 27 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 10,97 | 1 | 45 | 1 | 11 |
| bc-fs13-e | 02,82 | 0 | 16 | 0 | 10 |
| bc-fs13-es | 02,67 | 0 | 17 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 03,42 | 0 | 22 | 0 | 14 |
| bc-fs13-w | 02,97 | 0 | 18 | 0 | 15 |
| i-fs13-f | 52,01 | 3 | 202 | 2 | 8 |
| i-fs13-g | 02,72 | 0 | 16 | 0 | 9 |
| i-fs13-k | 02,44 | 0 | 16 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 25,99 | 3 | 99 | 2 | 10 |
| a-fs14-a | 02,73 | 0 | 17 | 0 | 13 |
| a-fs14-ham | 02,00 | 0 | 13 | 0 | 8 |
| a-fs14-st | 02,80 | 0 | 19 | 0 | 10 |
| bc-fs14-hf | 02,15 | 0 | 14 | 0 | 12 |
| bc-fs14-hg | 02,39 | 0 | 16 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 04,15 | 0 | 29 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 02,24 | 0 | 14 | 0 | 8 |
| i-fs14-p | 01,80 | 0 | 12 | 0 | 9 |
| i-fs14-w | 04,26 | 0 | 25 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 01,12 | 0 | 7 | 0 | 5 |
| a-hs12-t | 02,60 | 0 | 16 | 0 | 11 |
| a-hs12-wh | 02,59 | 0 | 16 | 0 | 13 |
| a-hs12-wy | 02,56 | 0 | 16 | 0 | 14 |
| bc-hs12-e | 03,37 | 0 | 20 | 0 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 02,31 | 0 | 15 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 01,62 | 0 | 10 | 0 | 8 |
| bc-hs12-r | 02,06 | 0 | 13 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 02,54 | 0 | 16 | 0 | 15 |
| i-hs12-n | 02,59 | 0 | 16 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 02,77 | 0 | 18 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 02,05 | 0 | 13 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 02,53 | 0 | 14 | 0 | 10 |
| a-hs13-o | 02,61 | 0 | 16 | 0 | 14 |
| a-hs13-st | 02,15 | 0 | 15 | 0 | 8 |
| a-hs13-wb | 01,29 | 0 | 9 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 13,16 | 1 | 51 | 1 | 18 |
| bc-hs13-l | 01,27 | 0 | 8 | 0 | 8 |
| bc-hs13-s | 01,53 | 0 | 10 | 0 | 9 |
| bc-hs13-w2 | 01,61 | 0 | 11 | 0 | 7 |
| i-hs13-f | 02,68 | 0 | 16 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 04,13 | 0 | 24 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 03,34 | 0 | 18 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 02,43 | 0 | 16 | 0 | 9 |

Tab. 12.8 *Geschätzte Anzahl kollidierter Goldregenpfeifer für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Goldregenpfeifer, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Goldregenpfeifer [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP).*

| Windpark ID | Gold- regenpfeifer geschätzt [n] | Kedibilitätsintervall | | Gold- regenpfeifer gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|--|-----------------------|---------|---------------------------------------|------------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| bc-fs13-w | 01,91 | 0 | 8 | 0 | 15 |
| i-fs13-g | 01,40 | 0 | 6 | 0 | 9 |
| a-fs14-st | 01,74 | 0 | 9 | 0 | 10 |
| i-fs14-w | 02,16 | 0 | 8 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 00,58 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| a-hs12-wy | 01,68 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| bc-hs12-l | 02,33 | 1 | 7 | 1 | 8 |
| bc-hs12-r | 01,32 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 03,82 | 1 | 12 | 1 | 15 |
| i-hs12-n | 01,31 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 01,24 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 01,33 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| a-hs13-o | 01,69 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| a-hs13-st | 01,31 | 0 | 7 | 0 | 8 |
| bc-hs13-l | 05,58 | 3 | 13 | 3 | 8 |
| bc-hs13-w2 | 01,12 | 0 | 7 | 0 | 7 |
| i-hs13-p | 02,00 | 0 | 8 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 01,50 | 0 | 6 | 0 | 9 |

Tab. 12.9 Geschätzte Anzahl kollidierter *Kiebitze* für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter *Kiebitze*, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditäritätsintervalls, die Anzahl gefundener *Kiebitze* [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Kiebitz geschätzt [n] | Kreditäritätsintervall | | Kiebitz gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|-----------------------|------------------------|---------|----------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 1,16 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 2,42 | 1 | 7 | 1 | 7 |
| a-fs12-w | 1,14 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 1,68 | 0 | 6 | 0 | 11 |
| i-fs12-m | 1,33 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| a-fs13-f | 0,87 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 2,20 | 0 | 7 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 3,76 | 1 | 11 | 1 | 14 |
| a-fs13-l | 2,15 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 1,52 | 0 | 6 | 0 | 11 |
| bc-fs13-es | 1,56 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 1,96 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| bc-fs13-w | 1,92 | 0 | 7 | 0 | 15 |
| i-fs13-f | 1,22 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 1,31 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs13-k | 1,28 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 1,69 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 1,71 | 0 | 6 | 0 | 13 |
| a-fs14-st | 1,51 | 0 | 7 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 1,89 | 0 | 7 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 1,19 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| i-fs14-w | 2,07 | 0 | 7 | 0 | 13 |
| a-hs12-wh | 1,66 | 0 | 6 | 0 | 13 |
| a-hs12-wy | 1,71 | 0 | 6 | 0 | 14 |
| bc-hs12-e | 1,54 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 1,51 | 0 | 6 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 3,67 | 2 | 9 | 2 | 8 |
| i-hs12-k | 3,74 | 1 | 11 | 1 | 15 |
| i-hs12-n | 1,30 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 1,25 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 1,30 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-hs13-o | 5,10 | 2 | 13 | 2 | 14 |
| a-hs13-st | 1,16 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| a-hs13-wb | 0,65 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 2,42 | 0 | 8 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 3,48 | 2 | 8 | 2 | 8 |
| bc-hs13-w2 | 0,93 | 0 | 5 | 0 | 7 |
| i-hs13-s | 1,36 | 0 | 5 | 0 | 9 |

Tab. 12.10 Geschätzte Anzahl kollidierter Limikolen für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesehenen WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Limikolen, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditivitätsintervalls, die Anzahl gefundener Limikolen [n] und die Anzahl abgesehenen WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Limikolen geschätzt [n] | Kreditivitätsintervall | | Limikolen gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|-------------------------|------------------------|---------|------------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 1,42 | 0 | 6 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 3,39 | 1 | 12 | 1 | 7 |
| a-fs12-w | 1,14 | 0 | 6 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 1,84 | 0 | 8 | 0 | 11 |
| i-fs12-m | 1,54 | 0 | 7 | 0 | 9 |
| a-fs13-f | 0,94 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 2,52 | 0 | 10 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 2,26 | 0 | 10 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 2,44 | 0 | 10 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 1,58 | 0 | 8 | 0 | 11 |
| bc-fs13-es | 1,56 | 0 | 8 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 2,01 | 0 | 9 | 0 | 14 |
| bc-fs13-w | 1,93 | 0 | 9 | 0 | 15 |
| i-fs13-f | 1,48 | 0 | 7 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 1,48 | 0 | 7 | 0 | 9 |
| i-fs13-k | 1,39 | 0 | 7 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 1,86 | 0 | 8 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 1,68 | 0 | 8 | 0 | 13 |
| a-fs14-st | 1,67 | 0 | 9 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 2,2 | 0 | 11 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 1,24 | 0 | 6 | 0 | 8 |
| i-fs14-w | 2,33 | 0 | 10 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 0,58 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| a-hs12-wh | 1,66 | 0 | 8 | 0 | 13 |
| a-hs12-wy | 1,65 | 0 | 8 | 0 | 14 |
| bc-hs12-e | 4,59 | 1 | 17 | 1 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 1,57 | 0 | 8 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 6,68 | 3 | 20 | 3 | 8 |
| bc-hs12-r | 1,28 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 6,87 | 2 | 18 | 2 | 15 |
| i-hs12-n | 1,36 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 1,24 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 1,38 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| a-hs13-o | 6,9 | 2 | 23 | 2 | 14 |
| a-hs13-st | 3,72 | 1 | 14 | 1 | 8 |
| a-hs13-wb | 0,7 | 0 | 4 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 2,4 | 0 | 11 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 11,96 | 6 | 32 | 6 | 8 |
| bc-hs13-w2 | 0,95 | 0 | 6 | 0 | 7 |
| i-hs13-p | 2,16 | 0 | 9 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 1,64 | 0 | 7 | 0 | 9 |

Tab. 12.11 Geschätzte Anzahl kollidierter Mäusebussarde für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesehenen WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Mäusebussarde, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Mäusebussarde [n] und die Anzahl abgesehener WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Mäusebussard geschätzt [n] | Kreditabilitätsintervall | | Mäusebussard gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|----------------------------|--------------------------|---------|---------------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 0,88 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 0,72 | 0 | 3 | 0 | 7 |
| a-fs12-w | 0,84 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 2,77 | 1 | 8 | 1 | 11 |
| bc-fs12-h | 1,30 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| bc-fs12-i | 0,35 | 0 | 2 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 0,91 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| i-fs12-m | 0,98 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| i-fs12-p | 2,50 | 1 | 7 | 1 | 10 |
| a-fs13-f | 3,38 | 2 | 8 | 2 | 7 |
| a-fs13-ha | 1,66 | 0 | 6 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 1,53 | 0 | 6 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 1,61 | 0 | 6 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 1,14 | 0 | 5 | 0 | 11 |
| bc-fs13-e | 1,09 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs13-es | 1,16 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 1,45 | 0 | 6 | 0 | 14 |
| bc-fs13-w | 1,46 | 0 | 6 | 0 | 15 |
| i-fs13-f | 0,90 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 2,41 | 1 | 7 | 1 | 9 |
| i-fs13-k | 0,94 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 1,22 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 2,89 | 1 | 8 | 1 | 13 |
| a-fs14-ham | 0,81 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-fs14-st | 1,12 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs14-hf | 1,17 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| bc-fs14-hg | 1,00 | 0 | 4 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 1,40 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 0,86 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-fs14-p | 0,88 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| i-fs14-w | 1,54 | 0 | 6 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 0,41 | 0 | 2 | 0 | 5 |
| a-hs12-t | 1,13 | 0 | 5 | 0 | 11 |
| a-hs12-wh | 2,71 | 1 | 8 | 1 | 13 |
| a-hs12-wy | 6,49 | 3 | 16 | 3 | 14 |
| bc-hs12-e | 1,12 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 1,08 | 0 | 5 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 1,93 | 1 | 5 | 1 | 8 |
| bc-hs12-r | 0,99 | 0 | 4 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 1,33 | 0 | 6 | 0 | 15 |
| i-hs12-n | 0,97 | 0 | 4 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 1,08 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 0,90 | 0 | 4 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 0,98 | 0 | 4 | 0 | 10 |
| a-hs13-o | 1,29 | 0 | 5 | 0 | 14 |
| a-hs13-st | 0,85 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-hs13-wb | 0,47 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 1,82 | 0 | 7 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 0,61 | 0 | 3 | 0 | 8 |
| bc-hs13-s | 0,71 | 0 | 3 | 0 | 9 |
| bc-hs13-w2 | 0,67 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| i-hs13-f | 0,87 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 1,39 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 0,99 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 2,58 | 1 | 8 | 1 | 9 |

Tab. 12.12 Geschätzte Anzahl kollidierter Möwen für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an ab-gesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Möwen, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditibilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Möwen [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Möwen geschätzt [n] | Kreditibilitätsintervall | | Möwen gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|---------------------|--------------------------|---------|--------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-f | 05,00 | 3 | 11 | 3 | 7 |
| a-fs12-w | 01,24 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 01,42 | 0 | 5 | 0 | 11 |
| bc-fs12-h | 02,00 | 0 | 7 | 0 | 12 |
| bc-fs12-i | 00,50 | 0 | 2 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 01,24 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs12-m | 01,31 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs12-p | 01,24 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-fs13-f | 00,91 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 02,11 | 0 | 7 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 01,89 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 02,09 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 01,71 | 0 | 6 | 0 | 11 |
| bc-fs13-e | 01,33 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs13-es | 01,63 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 03,89 | 1 | 11 | 1 | 14 |
| bc-fs13-w | 03,52 | 1 | 10 | 1 | 15 |
| i-fs13-f | 01,15 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 01,29 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs13-k | 01,16 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 01,81 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 01,67 | 0 | 6 | 0 | 13 |
| a-fs14-ham | 00,80 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-fs14-st | 01,07 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs14-hf | 01,30 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| bc-fs14-hg | 01,18 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 01,66 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 03,08 | 1 | 9 | 1 | 8 |
| i-fs14-p | 01,60 | 0 | 6 | 0 | 9 |
| i-fs14-w | 02,31 | 0 | 8 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 00,51 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| a-hs12-t | 01,68 | 0 | 6 | 0 | 11 |
| a-hs12-wh | 03,22 | 1 | 9 | 1 | 13 |
| a-hs12-wy | 07,34 | 3 | 18 | 3 | 14 |
| bc-hs12-e | 01,39 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 01,39 | 0 | 5 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 02,13 | 1 | 6 | 1 | 8 |
| bc-hs12-r | 01,39 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 07,15 | 2 | 18 | 2 | 15 |
| i-hs12-n | 01,42 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 01,40 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 01,31 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 01,47 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-hs13-o | 01,80 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| a-hs13-st | 00,82 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-hs13-wb | 00,45 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 02,54 | 0 | 9 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 02,02 | 1 | 5 | 1 | 8 |
| bc-hs13-s | 00,93 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| bc-hs13-w2 | 01,79 | 1 | 5 | 1 | 7 |
| i-hs13-f | 01,12 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 02,06 | 0 | 7 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 01,30 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 01,13 | 0 | 5 | 0 | 9 |

Tab. 12.13 Geschätzte Anzahl kollidierter Ringeltauben für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter Ringeltauben, $[n]$, die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener Ringeltauben $[n]$ und die Anzahl abgesuchter WEA $[n]$ je WP).

| Windpark ID | Ringeltaube geschätzt $[n]$ | Kreditabilitätsintervall | | Ringeltaube gefunden $[n]$ | WEA $[n]$ |
|-------------|-----------------------------|--------------------------|---------|----------------------------|-----------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 1,19 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 2,24 | 1 | 5 | 1 | 7 |
| a-fs12-w | 1,28 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 1,61 | 0 | 5 | 0 | 11 |
| bc-fs12-h | 1,96 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| bc-fs12-i | 0,5 | 0 | 2 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 1,27 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| i-fs12-m | 1,37 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs12-p | 1,37 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-fs13-f | 0,94 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 2,26 | 0 | 7 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 2,04 | 0 | 6 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 3,65 | 1 | 9 | 1 | 14 |
| a-fs13-t | 2,95 | 1 | 7 | 1 | 11 |
| bc-fs13-e | 1,46 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs13-es | 1,73 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 3,57 | 1 | 9 | 1 | 14 |
| bc-fs13-w | 2,16 | 0 | 7 | 0 | 15 |
| i-fs13-f | 1,19 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 2,57 | 1 | 6 | 1 | 9 |
| i-fs13-k | 1,33 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 1,84 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 1,9 | 0 | 6 | 0 | 13 |
| a-fs14-ham | 1,01 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-fs14-st | 1,34 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs14-hf | 2,81 | 1 | 7 | 1 | 12 |
| bc-fs14-hg | 1,35 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 1,83 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 1,36 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| i-fs14-p | 2,69 | 1 | 7 | 1 | 9 |
| i-fs14-w | 2,27 | 0 | 7 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 0,57 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| a-hs12-t | 1,68 | 0 | 6 | 0 | 11 |
| a-hs12-wh | 3,04 | 1 | 7 | 1 | 13 |
| a-hs12-wy | 1,99 | 0 | 6 | 0 | 14 |
| bc-hs12-e | 1,51 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 1,57 | 0 | 5 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 0,95 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| bc-hs12-r | 1,55 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 4,13 | 1 | 11 | 1 | 15 |
| i-hs12-n | 1,42 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 1,51 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 2,61 | 1 | 7 | 1 | 10 |
| a-hs13-b | 3,89 | 2 | 8 | 2 | 10 |
| a-hs13-o | 3,15 | 1 | 8 | 1 | 14 |
| a-hs13-st | 1,01 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| a-hs13-wb | 0,57 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 2,69 | 0 | 8 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 0,9 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| bc-hs13-s | 1,16 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| bc-hs13-w2 | 1,85 | 1 | 5 | 1 | 7 |
| i-hs13-f | 1,17 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 2,01 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 1,34 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 1,27 | 0 | 5 | 0 | 9 |

Tab. 12.14 Geschätzte Anzahl kollidierter *Rotmilane* für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter *Rotmilane*, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditivitätsintervalls, die Anzahl gefundener *Rotmilane* [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Rotmilan geschätzt [n] | Kreditivitätsintervall | | Rotmilan gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|------------------------|------------------------|---------|-----------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-f | 0,40 | 0 | 3 | 0 | 7 |
| a-fs12-w | 0,54 | 0 | 3 | 0 | 9 |
| bc-fs12-h | 0,57 | 0 | 4 | 0 | 12 |
| bc-fs12-i | 0,23 | 0 | 2 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 5,73 | 2 | 22 | 2 | 9 |
| i-fs12-m | 0,59 | 0 | 3 | 0 | 9 |
| i-fs12-p | 0,56 | 0 | 3 | 0 | 10 |
| i-fs13-f | 0,66 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 0,78 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs13-k | 2,63 | 1 | 9 | 1 | 9 |
| i-fs13-l | 0,64 | 0 | 4 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 0,63 | 0 | 4 | 0 | 13 |
| a-fs14-ham | 0,94 | 0 | 6 | 0 | 8 |
| bc-fs14-hf | 1,21 | 0 | 7 | 0 | 12 |
| bc-fs14-hg | 0,84 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| i-fs14-g | 0,46 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| i-fs14-p | 0,32 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| i-fs14-w | 0,79 | 0 | 4 | 0 | 13 |
| bc-hs12-h2 | 0,66 | 0 | 4 | 0 | 11 |
| bc-hs12-r | 0,51 | 0 | 3 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 0,46 | 0 | 4 | 0 | 15 |
| i-hs12-n | 0,58 | 0 | 4 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 0,71 | 0 | 4 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 0,50 | 0 | 3 | 0 | 10 |
| bc-hs13-s | 0,35 | 0 | 3 | 0 | 9 |
| i-hs13-f | 1,91 | 0 | 7 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 0,93 | 0 | 5 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 0,71 | 0 | 3 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 0,63 | 0 | 4 | 0 | 9 |

Tab. 12.15 Geschätzte Anzahl kollidierter *Stare* für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesehenen WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i. e. die geschätzte Anzahl kollidierter *Stare*, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditabilitätsintervalls, die Anzahl gefundener *Stare* [n] und die Anzahl abgeseuchter WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Star geschätzt [n] | Kreditabilitätsintervall | | Star gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|--------------------|--------------------------|---------|-------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 02,39 | 0 | 8 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 01,87 | 0 | 7 | 0 | 7 |
| a-fs12-w | 02,20 | 0 | 8 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 04,23 | 0 | 14 | 0 | 11 |
| bc-fs12-h | 02,91 | 0 | 10 | 0 | 12 |
| bc-fs12-i | 01,06 | 0 | 4 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 02,58 | 0 | 8 | 0 | 9 |
| i-fs12-m | 02,80 | 0 | 9 | 0 | 9 |
| i-fs12-p | 02,55 | 0 | 9 | 0 | 10 |
| a-fs13-f | 01,77 | 0 | 6 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 04,60 | 0 | 14 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 04,32 | 0 | 13 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 04,13 | 0 | 13 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 02,77 | 0 | 10 | 0 | 11 |
| bc-fs13-e | 03,52 | 0 | 11 | 0 | 10 |
| bc-fs13-es | 03,16 | 0 | 11 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 11,36 | 2 | 46 | 2 | 14 |
| bc-fs13-w | 03,81 | 0 | 12 | 0 | 15 |
| i-fs13-f | 02,64 | 0 | 9 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 04,66 | 1 | 14 | 1 | 9 |
| i-fs13-k | 02,66 | 0 | 9 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 02,85 | 0 | 9 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 03,36 | 0 | 11 | 0 | 13 |
| a-fs14-ham | 03,11 | 0 | 11 | 0 | 8 |
| a-fs14-st | 04,18 | 0 | 15 | 0 | 10 |
| bc-fs14-hf | 03,68 | 0 | 12 | 0 | 12 |
| bc-fs14-hg | 03,10 | 0 | 11 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 04,08 | 0 | 14 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 03,90 | 1 | 13 | 1 | 8 |
| i-fs14-p | 01,85 | 0 | 8 | 0 | 9 |
| i-fs14-w | 03,48 | 0 | 11 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 01,39 | 0 | 5 | 0 | 5 |
| a-hs12-t | 02,75 | 0 | 10 | 0 | 11 |
| a-hs12-wh | 05,47 | 1 | 17 | 1 | 13 |
| a-hs12-wy | 05,55 | 1 | 17 | 1 | 14 |
| bc-hs12-e | 05,95 | 1 | 20 | 1 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 03,05 | 0 | 10 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 02,17 | 0 | 8 | 0 | 8 |
| bc-hs12-r | 02,86 | 0 | 10 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 02,93 | 0 | 13 | 0 | 15 |
| i-hs12-n | 02,67 | 0 | 9 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 03,02 | 0 | 10 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 02,63 | 0 | 9 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 04,51 | 1 | 14 | 1 | 10 |
| a-hs13-o | 03,48 | 0 | 11 | 0 | 14 |
| a-hs13-st | 03,28 | 0 | 12 | 0 | 8 |
| a-hs13-wb | 01,96 | 0 | 8 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 04,60 | 0 | 15 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 02,00 | 0 | 7 | 0 | 8 |
| bc-hs13-s | 02,06 | 0 | 7 | 0 | 9 |
| bc-hs13-w2 | 04,93 | 1 | 15 | 1 | 7 |
| i-hs13-f | 02,39 | 0 | 8 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 03,63 | 0 | 12 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 02,88 | 0 | 9 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 02,91 | 0 | 10 | 0 | 9 |

Tab. 12.16 Geschätzte Anzahl kollidierter *Stockenten* für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesuchten WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i.e. die geschätzte Anzahl kollidierter *Stockenten*, [n], die obere und untere Grenze des 95 % *Kreditabilitätsintervalls*, die Anzahl gefundener *Stockenten* [n] und die Anzahl abgesuchter WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Stockente geschätzt [n] | Kreditabilitätsintervall | | Stockente gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|-------------------------|--------------------------|---------|------------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 01,26 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 01,03 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| a-fs12-w | 09,63 | 5 | 26 | 5 | 9 |
| bc-fs12-e | 03,41 | 1 | 10 | 1 | 11 |
| bc-fs12-h | 03,77 | 1 | 13 | 1 | 12 |
| bc-fs12-i | 00,47 | 0 | 3 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 01,27 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs12-m | 01,37 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs12-p | 01,17 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-fs13-f | 00,82 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 06,13 | 2 | 18 | 2 | 15 |
| a-fs13-ho | 02,11 | 0 | 8 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 02,24 | 0 | 8 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 03,34 | 1 | 11 | 1 | 11 |
| bc-fs13-e | 01,46 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| bc-fs13-es | 07,12 | 3 | 21 | 3 | 12 |
| bc-fs13-o | 01,94 | 0 | 8 | 0 | 14 |
| bc-fs13-w | 05,43 | 2 | 17 | 2 | 15 |
| i-fs13-f | 01,26 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 01,29 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-fs13-k | 01,28 | 0 | 6 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 01,71 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 01,53 | 0 | 6 | 0 | 13 |
| a-fs14-ham | 01,03 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| a-fs14-st | 03,26 | 1 | 11 | 1 | 10 |
| bc-fs14-hf | 01,53 | 0 | 7 | 0 | 12 |
| bc-fs14-hg | 01,32 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 01,90 | 0 | 8 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 01,21 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| i-fs14-p | 01,23 | 0 | 6 | 0 | 9 |
| i-fs14-w | 02,18 | 0 | 8 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 00,55 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| a-hs12-t | 03,16 | 1 | 10 | 1 | 11 |
| a-hs12-wh | 03,32 | 1 | 9 | 1 | 13 |
| a-hs12-wy | 01,41 | 0 | 6 | 0 | 14 |
| bc-hs12-e | 01,50 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 01,44 | 0 | 6 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 00,76 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| bc-hs12-r | 01,32 | 0 | 6 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 03,41 | 1 | 10 | 1 | 15 |
| i-hs12-n | 01,33 | 0 | 6 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 03,67 | 1 | 12 | 1 | 10 |
| i-hs12-w | 01,20 | 0 | 5 | 0 | 10 |
| a-hs13-b | 04,35 | 2 | 12 | 2 | 10 |
| a-hs13-o | 01,79 | 0 | 7 | 0 | 14 |
| a-hs13-st | 01,09 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| a-hs13-wb | 00,60 | 0 | 3 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 02,51 | 0 | 10 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 00,84 | 0 | 4 | 0 | 8 |
| bc-hs13-s | 00,92 | 0 | 4 | 0 | 9 |
| bc-hs13-w2 | 00,81 | 0 | 4 | 0 | 7 |
| i-hs13-f | 01,22 | 0 | 5 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 01,94 | 0 | 7 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 01,38 | 0 | 5 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 01,19 | 0 | 5 | 0 | 9 |

Tab. 12.17 Geschätzte Anzahl kollidierter *Turmfalke* für den Untersuchungszeitraum von 12 Wochen an abgesehenen WEA in den bearbeiteten WP. Angegeben sind der Mittelwert der posterior-Verteilung (i.e. die geschätzte Anzahl kollidierter *Turmfalke*, [n], die obere und untere Grenze des 95 % Kreditivitätsintervalls, die Anzahl gefundener *Turmfalke* [n] und die Anzahl abgesehenen WEA [n] je WP).

| Windpark ID | Turmfalke geschätzt [n] | Kreditivitätsintervall | | Turmfalke gefunden [n] | WEA [n] |
|-------------|-------------------------|------------------------|---------|------------------------|---------|
| | | n_lower | n_upper | | |
| a-fs12-c | 0,29 | 0 | 2 | 0 | 8 |
| a-fs12-f | 0,23 | 0 | 2 | 0 | 7 |
| a-fs12-w | 0,27 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| bc-fs12-e | 0,61 | 0 | 3 | 0 | 11 |
| bc-fs12-h | 0,38 | 0 | 2 | 0 | 12 |
| bc-fs12-i | 0,12 | 0 | 1 | 0 | 4 |
| i-fs12-g | 0,32 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| i-fs12-m | 0,34 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| i-fs12-p | 0,37 | 0 | 2 | 0 | 10 |
| a-fs13-f | 0,20 | 0 | 2 | 0 | 7 |
| a-fs13-ha | 0,59 | 0 | 3 | 0 | 15 |
| a-fs13-ho | 0,56 | 0 | 3 | 0 | 14 |
| a-fs13-l | 0,54 | 0 | 3 | 0 | 14 |
| a-fs13-t | 0,34 | 0 | 2 | 0 | 11 |
| bc-fs13-e | 0,50 | 0 | 3 | 0 | 10 |
| bc-fs13-es | 0,39 | 0 | 2 | 0 | 12 |
| bc-fs13-o | 0,49 | 0 | 3 | 0 | 14 |
| bc-fs13-w | 0,48 | 0 | 3 | 0 | 15 |
| i-fs13-f | 0,34 | 0 | 2 | 0 | 8 |
| i-fs13-g | 0,34 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| i-fs13-k | 0,35 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| i-fs13-l | 0,38 | 0 | 2 | 0 | 10 |
| a-fs14-a | 0,43 | 0 | 2 | 0 | 13 |
| a-fs14-ham | 0,42 | 0 | 3 | 0 | 8 |
| a-fs14-st | 0,59 | 0 | 3 | 0 | 10 |
| bc-fs14-hf | 0,52 | 0 | 3 | 0 | 12 |
| bc-fs14-hg | 0,40 | 0 | 2 | 0 | 10 |
| bc-fs14-ht | 0,55 | 0 | 3 | 0 | 12 |
| i-fs14-g | 0,24 | 0 | 2 | 0 | 8 |
| i-fs14-p | 0,23 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| i-fs14-w | 0,46 | 0 | 2 | 0 | 13 |
| a-hs12-s | 0,15 | 0 | 1 | 0 | 5 |
| a-hs12-t | 0,34 | 0 | 2 | 0 | 11 |
| a-hs12-wh | 0,41 | 0 | 2 | 0 | 13 |
| a-hs12-wy | 1,58 | 1 | 4 | 1 | 14 |
| bc-hs12-e | 0,50 | 0 | 3 | 0 | 10 |
| bc-hs12-h2 | 0,42 | 0 | 2 | 0 | 11 |
| bc-hs12-l | 0,25 | 0 | 2 | 0 | 8 |
| bc-hs12-r | 0,35 | 0 | 2 | 0 | 12 |
| i-hs12-k | 0,39 | 0 | 3 | 0 | 15 |
| i-hs12-n | 0,31 | 0 | 2 | 0 | 10 |
| i-hs12-p | 0,40 | 0 | 2 | 0 | 10 |
| i-hs12-w | 1,52 | 1 | 4 | 1 | 10 |
| a-hs13-b | 0,30 | 0 | 2 | 0 | 10 |
| a-hs13-o | 0,43 | 0 | 2 | 0 | 14 |
| a-hs13-st | 1,68 | 1 | 5 | 1 | 8 |
| a-hs13-wb | 0,25 | 0 | 2 | 0 | 5 |
| bc-hs13-a | 0,60 | 0 | 3 | 0 | 18 |
| bc-hs13-l | 0,23 | 0 | 2 | 0 | 8 |
| bc-hs13-s | 0,26 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| bc-hs13-w2 | 0,43 | 0 | 3 | 0 | 7 |
| i-hs13-f | 0,29 | 0 | 2 | 0 | 8 |
| i-hs13-p | 0,47 | 0 | 3 | 0 | 12 |
| i-hs13-s | 0,37 | 0 | 2 | 0 | 9 |
| i-hs13-u | 0,37 | 0 | 2 | 0 | 9 |

12.6 Band Modell

Tab. 12.18 Gängige Annahmen für die Avoidance Rate aus der Literatur.

| Species | Accepted avoidance rates for use within SNH's Collision Risk Model | SNH avoidance rate derived from |
|--|--|---|
| Red-throated diver | 98% | flight behaviour and collision monitoring studies ¹ |
| Black-throated diver | 98% | default value |
| Whooper swan | 98% | flight behaviour studies/comparability with other species/collision monitoring studies ² |
| Greylag goose | 99% | http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/BTORResearch455.pdf |
| Pink-footed goose | 99% | http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/BTORResearch455.pdf |
| Greenland white-fronted goose | 99% | http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/BTORResearch455.pdf |
| Barnacle goose | 99% | http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewable/BTORResearch455.pdf |
| Red kite | 98% | http://www.natural-research.org/documents/NRIN_3_whitfield_madders.pdf |
| Hen harrier | 99% | http://www.natural-research.org/documents/NRIN_1_whitfield_madders.pdf |
| Goshawk | 98% | default value |
| Golden eagle | 99% | http://www.snh.org.uk/pdfs/strategy/renewables/B362718.pdf |
| White-tailed eagle | 95% | flight behaviour and collision monitoring studies ³ |
| Osprey | 98% | default value |
| Merlin | 98% | default value |
| Peregrine falcon | 98% | default value |
| Kestrel | 95% | flight behaviour and collision monitoring studies ³ |
| Short-eared owl | 98% | default value |
| Black grouse | 98% | default value |
| Golden plover | 98% | default value |
| Dunlin (<i>Calidris alpina schinzii</i>) | 98% | default value |
| Curlew | 98% | default value |
| Greenshank | 98% | default value |
| Skua (all species) | 98% | default value |
| Gull (all species) | 98% | default value |
| Tern (all species) | 98% | default value |

1. JACKSON D, WHITFIELD D. P., JACKSON L & MADDERS M. (in prep). Red-throated diver collision avoidance of wind turbines. Natural Research Ltd.

2. WHITFIELD, D. P. (in prep). Avoidance rates of swans under the 'BAND' Collision Risk Model. Natural Research Ltd.

3. Two species are retained at 95% because there is sufficient evidence for their vulnerability to collisions: white-tailed eagle (evidence of a disproportionate number of collisions at Smøla, than might be expected, see <http://www.nina.no/archive/nina/PppBasePdf/rapport/2009/505.pdf>; and kestrel, see http://www.natural-research.org/documents/NRIN_3_whitfield_madders.pdf).

Tab. 12.19 Berechnung des BAND collision risk model (BAND et al. 2007) an einem beliebigen VP zur Abschätzung des Kollisionsrisikos für den Mäusebussard.

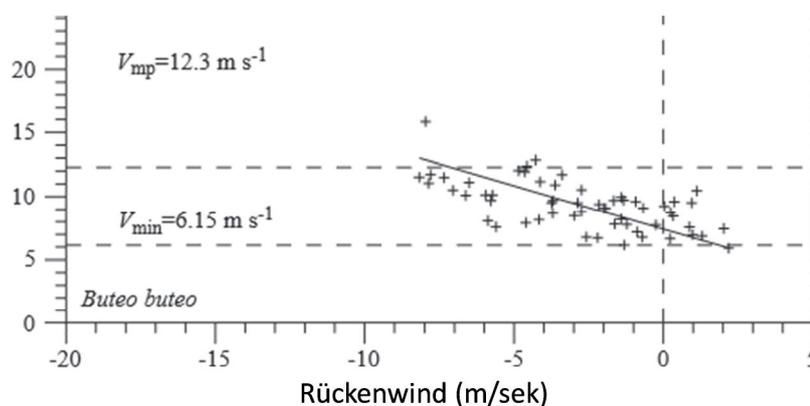
| Technische Parameter | | Beobachtungsaufwand | |
|---|------------|--|-------------------------------|
| Fläche innerhalb WP | 79,43 ha | von | 28.03.2014 |
| Rotordurchmesser | 66 m | bis | 13.06.2014 |
| Max Rotorbreite | 3 m | insgesamt | |
| Pitch | 17,5 ° | | 36,38 Std VP Beobachtungen |
| Rotationsgeschwindigkeit | 4 s | | 109,63 MB min in Gefahrenzone |
| Stillstandzeiten der WEA | 0 % | | |
| Biologische Parameter | | Aktivitätsphase während Untersuchungszeitraum + je 0,5h vor SA und nach SU | |
| Länge | 0,54 m | | |
| Flügelspannweite | 1,2 m | | |
| Fluggeschwindigkeit | 9,45 m/s | | |
| angenommene Aktivitätszeit | 1257,5 Std | | |
| Kollisionswahrscheinlichkeit | | 10,1 % | |
| Risikovolumen (Vw) | | 52.426.935 m ³ | |
| Überstrichener Bereich eines Rotors | | 3.421 m ² | |
| Kombiniertes Rotorvolumen (Vr) | | 121.110 m ³ | |
| Aufenthaltsdauer im Risikobereich (n) | | 0,795 Std/12 Wochen | |
| Nutzungsdauer des Flugraums im Rotorbereich (b) | | 6,612 Vogelsek | |
| Benötigte Zeit für einen Rotordurchflug (t) | | 0,375 sek | |
| Anzahl pot. Rotordurchflüge | | 17,649 in 12 Wochen | |
| pot. Kollisionsopfer | | 1,782 in 12 Wochen | |
| abzgl. Avoidance rate | | sichtbare WEA | |
| | 0,089 | 95,00% | |
| | 0,045 | 97,50% | |
| | 0,018 | 99,00% | |
| | 0,002 | 99,90% | |
| *pot. Kollisionsopfer | | 3,153 77% | |
| | | für die 10 WEA dort | |
| | | + mögl „Abweichungsintervall“ | |
| | | | |
| | 0,158 | 95,00% | |
| | 0,079 | 97,50% | |
| | 0,032 | 99,00% | |
| | 0,003 | 99,90% | |

Tab. 12.20 Beispiel-WP VP 1 Kiebitzrichtungen innerhalb der Gefahrenzone.

| Datum | Beobachtungsbeginn | Beobachtungsende | Flugendeuhrzeit | Individuen | Sek in HK II | Vogelstd. im Gefahrenbereich |
|------------|--------------------|------------------|-----------------|------------|--------------|------------------------------|
| 14.11.2013 | 13:30 | 14:30 | 13:36:00 | 110 | 15 | 0,46 |
| 14.11.2013 | 8:20 | 9:20 | 08:25:00 | 2 | 6 | 0,00 |
| 31.10.2013 | 7:50 | 9:50 | 09:00:00 | 1 | 0 | - |
| 17.10.2013 | 9:00 | 10:00 | 09:17:00 | 2 | 9 | 0,01 |
| 10.10.2013 | 12:10 | 13:10 | 12:10:00 | 27 | 0 | - |
| 10.10.2013 | 8:50 | 9:50 | 09:27:00 | 27 | 0 | - |
| 03.10.2013 | 11:18 | 12:18 | 12:32:00 | 150 | 113 | 4,71 |
| | | | 12:30:00 | 150 | 0 | - |
| | | | 12:16:00 | 150 | 120 | 5,00 |
| | | | 12:06:00 | 150 | 225 | 9,38 |
| | | | 12:01:00 | 150 | 60 | 2,50 |
| 03.10.2013 | 8:30 | 9:30 | 09:15:00 | 6 | 0 | - |
| | | | 09:30:00 | 35 | 0 | - |
| | | | 09:30:00 | 35 | 0 | - |
| | | | 09:30:00 | 16 | 0 | - |
| | | | 09:30:00 | 150 | 0 | - |
| 05.09.2013 | 14:00 | 15:00 | 14:29:00 | 4 | 0 | - |

Tab. 12.21 Fluggeschwindigkeiten des Steppenbussard während des Zugs - Behavioral Ecology Vol. 8 No 3 R. SPUR & B. BRUDERER.

| Flight pattern in different wind situations (mean \pm sd) | Rückenwind $0 \pm 60^\circ$ | Seitenwind $90 \pm 29^\circ$ | Gegenwind $180 \pm 60^\circ$ |
|--|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Cross-country speed relative to the ground (m/s) | $11,4 \pm 2,5$ | $9,7 \pm 2,1$ | $7,7 \pm 2,0$ |
| Cross-country speed relative to the air (m/s) | $8,0 \pm 1,7$ | $9,7 \pm 2,5$ | $10,4 \pm 1,8$ |
| Climbing rate in thermal circling (m/s) | $2,0 \pm 0,9$ | $2,5 \pm 0,9$ | $2,5 \pm 0,9$ |
| Gliding groundspeed (m/s) | $17,3 \pm 2,3$ | $16,4 \pm 2,7$ | $14,5 \pm 2,1$ |
| Gliding airspeed (m/s) | $14,3 \pm 2,3$ | $17 \pm 2,8$ | $17,2 \pm 1,9$ |
| Sinking rate while gliding (m/s) | $-1,6 \pm 0,8$ | $-1,9 \pm 0,7$ | $-1,6 \pm 0,6$ |

Abb. 12.1 Einfluss der Windgeschwindigkeit auf die Fluggeschwindigkeit der Mäusebussarde während des Durchzugs in Falsterbo. Horizontal gestrichelte Linien zeigen die minimale Powerspeed - Geschwindigkeit (V_{mp}) und die minimale Gleitflug-Geschwindigkeit (V_{min}) („flap-gliding“ Flug) – Quelle http://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Pennyquick_2001.pdf.

Erläuterung zur Leistungskurve

In Worten ausgedrückt bedeutet die Leistungskurve (Abb. 12.2), dass die abgegebene elektrische Leistung P überproportional mit steigender Windgeschwindigkeit v zunimmt.

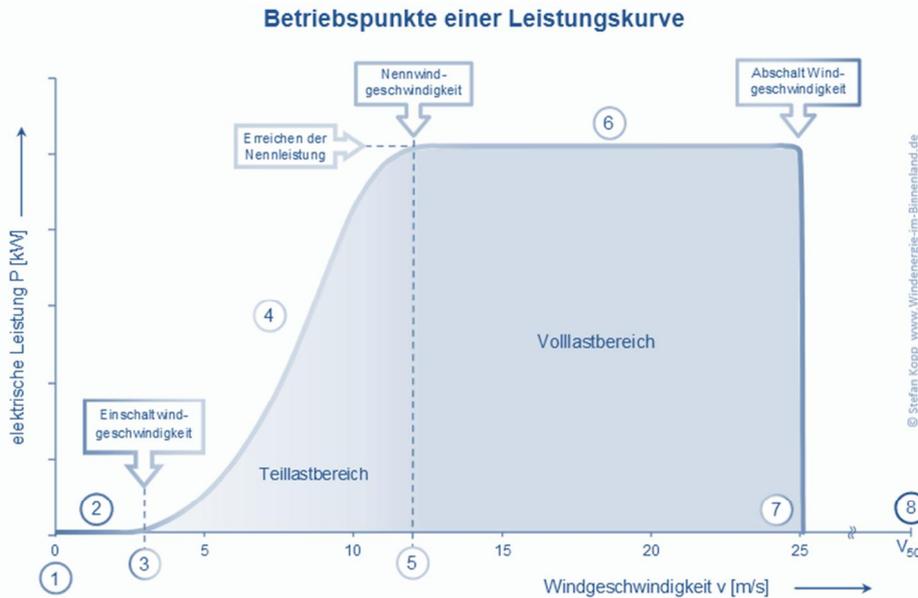


Abb. 12.2 Typische Leistungskurve einer modernen pitchgeregelten WEA mit allen wichtigen Kenngrößen. http://www.windenergie-im-binnenland.de/imgo/Leistungskurve_Wind_Betriebspunkte.svg.

2. Wind unterhalb der Einschaltwindgeschwindigkeit

Solange der Wind zu schwach weht, um die Reibungs- und Trägheitsmomente der Anlage zu überwinden, steht die WEA still. Die Rotorblätter stehen in einem steilen Anstellwinkel (Pitchwinkel) von ca. 40° bereit, um bei maximalem Auftrieb, möglichst viel Wind einzufangen. Wenn der Wind zunimmt, beginnt sich der Rotor langsam frei zu drehen. Noch ist der Generator aber nicht auf das elektrische Netz aufgeschaltet. Die WEA ist im Leerlauf- dem sog. Trudelbetrieb.

3. Einschaltwindgeschwindigkeit /Cut-in speed. $v \geq 3 \text{ m/s}$

Wenn die Windgeschwindigkeit etwa 3 m/s erreicht, startet die Windrichtungsnachführung den Azimutantrieb und dreht die WEA-Gondel in den Wind. Der Wind drückt nun auf die Rotorblätter und durch das Auftriebsprinzip beginnt der Rotor sich schneller zu drehen.

4. Teillastbereich

Da der Wind noch nicht stark genug weht, um die Nennleistung der Anlage zu erreichen (Punkt 5 Abb. 12.2), nennt man diesen Betriebsbereich Teillastbereich (siehe Punkt 4 Abb. 12.2). Um eine maximale Leistungsausbeute zu erreichen, wird die Drehzahl der WEA in diesem Bereich flexibel auf das optimale Verhältnis zwischen Umfangsgeschwindigkeit des Rotors und Windgeschwindigkeit eingestellt. Bei stall-geregelten WEA gibt es meist zwei feste Drehzahlen, pitch-geregelte WEA hingegen arbeiten oft mit variabler Drehzahl. Für die E-82 (Nachfolgemodell der E-66) aus

dem nachfolgenden Beispiel bedeutet dies, dass sie in diesem Teillastbereich nach und nach von 6 - 18 Umdrehungen/min umstellt.

5. Begrenzungen der Rotorleistung

Üblicherweise wird ab einer Windgeschwindigkeit von rund neun bis zwölf m/s die aus der Auftriebskraft resultierende Rotorleistung durch aerodynamische Maßnahmen begrenzt, um die vorgegebene Nennleistung nicht zu übersteigen (vgl. Punkt 6 Abb. 12.2), da es sonst zu Überlastungen und Materialschäden kommen könnte. Daher wird der aerodynamische Wirkungsgrad der Blätter verschlechtert, indem sie aus ihrem optimalen Anstellwinkel herausgefahren werden. Diesen Vorgang nennt man Pitchen (von englisch to pitch = neigen). Die Drehzahl der Anlage wird somit, ab Erreichen des maximalen Generatormoments, über den Anstellwinkel der Blätter beeinflusst. Hier muss unterschieden werden zwischen reinen Sicherheitsmaßnahmen zur Begrenzung der Leistung: bei kleinen WEA etwa das Bremsen durch Generatorkurzschluss und den Leistungsregelungen großer WEA, die eine konstante Leistungsabgabe bis hin zum Abschalten der Anlage bei Sturm sicherstellen.¹⁰ So ist der Wind bei Sturm (ab 25 m/s \cong 90 km/h) oder Böen über 30 m/3 s (\cong 108 km/h) so stark, dass die WEA abgeschaltet werden muss, um eventuelle Schäden zu vermeiden. Die Blätter sind in Fahnenstellung, und entsprechend verringert sich die Kollisionsgefahr für die Vögel.

Erläuterung zum vertikalen Windprofil

Die frei zugänglichen Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) werden allerdings auf einer Bezugshöhe von 10 m über Grund angegeben. Diese Standardmesshöhe hat sich in der Meteorologie für die Windstärke etabliert. Moderne WEA weisen mittlerweile hingegen Nabenhöhen nahe 100 m und darüber hinaus auf.

Mit Hilfe der Rauigkeitslänge z_0 beschreibt man die Eigenschaften der Erdoberfläche. Die Rauigkeitslänge (z_0) gibt also an in welcher Höhe der Wind auf null abgebremst wird, sprich je größer die Rauigkeitslänge, desto größer der Einfluss auf die Windverhältnisse am Standort.

Insgesamt überwiegt in der Norddeutschen Tiefebene ebenes Gelände, sodass die höhere Bremswirkung mit resultierenden geringeren Windgeschwindigkeiten größtenteils durch die höhere Oberflächenrauigkeit aufgrund von Bewuchs und Bebauung zu erklären ist.

¹⁰ <https://www.wind-energie.de/infocenter/technik/funktionsweise/leistungsbegrenzung-und-regelung>

$$u(z) = \frac{u_r}{K} \ln \frac{z}{z_0} \quad (\text{Logarithmisches Windprofil})$$

$$u(z) = u(z_r) \cdot \frac{\ln(z/z_0)}{\ln(z_r/z_0)}$$

$$u(z) = u(z_r) \cdot \left(\frac{z}{z_r}\right)^\alpha \quad (\text{Power law})$$

mit

$u(z)$ Windgeschwindigkeit in der Höhe z

z Höhe über Grund

z_r Messhöhe über Grund

z_0 Rauigkeitslänge

α Windscherungs-Exponent ($\alpha = 1/7 \rightarrow$ falls nicht bekannt)

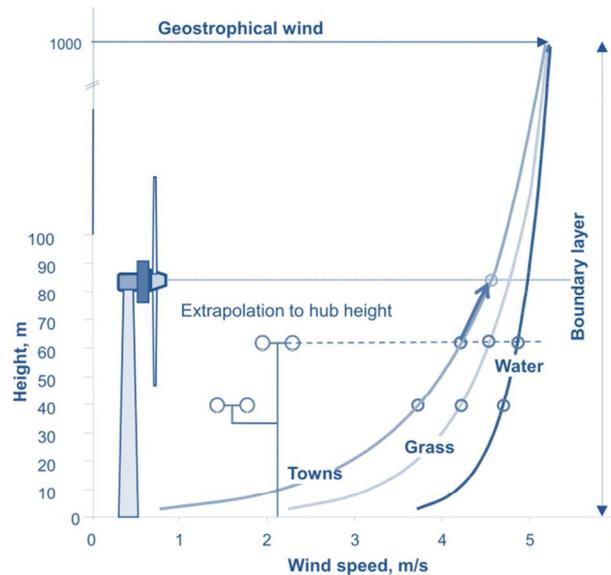


Abb. 12.3 Erläuterung des vertikalen Windprofils

Für den Parameter der Rauigkeit wäre für den Großteil des PROGRESS Untersuchungsgebiet ggf. beispielhaft 0.055 m für landwirtschaftliches Gelände mit einigen Häusern und 8 m hohen Hecken im Abstand von mehr als 1 km anzunehmen (siehe Anhang Tab. 12.22), allerdings kann diese Einschätzung der Umgebungsrauigkeit auch kleinräumig sehr unterschiedlich ausfallen und soll im Folgenden nur exemplarisch durchgerechnet werden. Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die möglichen Rauigkeitslängen nach DAVENPORT:

Tab. 12.22 Zuordnung typischer, effektiver z_0 -Werte zu Flächennutzungstypen Rauigkeitslängen.

| Rauhigkeitsklassen | Rauhigkeitslängen m | Energieindex (Prozent) | Typen von Geländeoberflächen |
|--------------------|---------------------|------------------------|---|
| 0 | 0,0002 | 100 | Wasserflächen |
| 0,5 | 0,0024 | 73 | Offenes Terrain mit glatter Oberfläche, z.B. Beton, Landebahnen auf Flughäfen, gemähtes Gras etc. |
| 1 | 0,03 | 52 | Offenes landwirtschaftliches Gelände ohne Zäune und Hecken, evtl. mit weitläufig verstreuten Gebäuden. Sehr sanfte Hügel. |
| 1,5 | 0,055 | 45 | Landwirtschaftliches Gelände mit einigen Häusern und 8 Meter hohen Hecken im Abstand von ca. 1250 Meter |
| 2 | 0,1 | 39 | Landwirtschaftliches Gelände mit einigen Häusern und 8 Meter hohen Hecken im Abstand von ca. 500 Meter |
| 2,5 | 0,2 | 31 | Landwirtschaftliches Gelände mit vielen Häusern, Büschen und Pflanzen, oder 8 Meter hohe Hecken im Abstand von ca. 250 Meter |
| 3 | 0,4 | 24 | Dörfer, Kleinstädte, landwirtschaftliches Gelände mit vielen oder hohen Hecken, Wäldern und sehr rauhes und unebenes Terrain. |
| 3,5 | 0,8 | 18 | Größere Städte mit hohen Gebäuden. |
| 4 | 1,6 | 13 | Großstädte mit hohen Gebäuden und Wolkenkratzern. |

Denn so gibt es nun die Möglichkeit, bei bekannter Rauigkeitslänge und Windgeschwindigkeit in einer bestimmten Höhe die Windgeschwindigkeit für andere Höhen, so auch in 80 m Höhe, etablierte Nabenhöhe bei WEA, abzuschätzen (vgl. Abb. 12.3 und Abb. 12.4).

| Höhe über Grund | Windgeschwindigkeit |
|-----------------|---------------------|
| 150 m | 3.80 m/s |
| 140 m | 3.77 m/s |
| 130 m | 3.73 m/s |
| 120 m | 3.69 m/s |
| 110 m | 3.65 m/s |
| 100 m | 3.61 m/s |
| 90 m | 3.56 m/s |
| 80 m | 3.50 m/s |
| 70 m | 3.43 m/s |
| 60 m | 3.36 m/s |
| 50 m | 3.27 m/s |
| 40 m | 3.17 m/s |
| 30 m | 3.03 m/s |
| 20 m | 2.83 m/s |
| 10 m | 2.50 m/s |

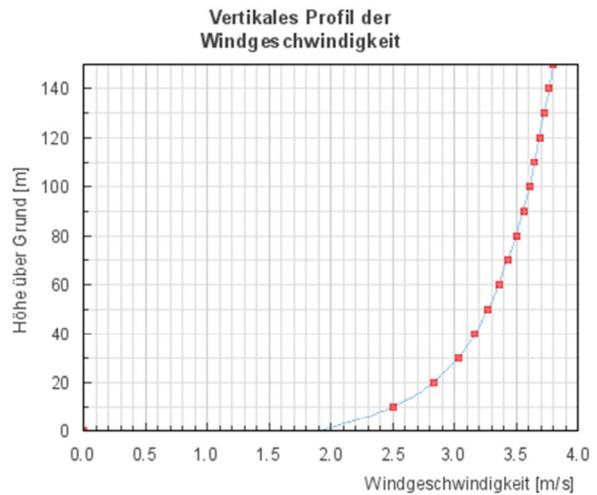


Abb. 12.4 Logarithmisches Windprofil als grobe Näherung für die Extrapolation der Windbedingungen auf Nabenhöhe¹¹.

So wird aus 2,5 m/s auf 10 m Bezugshöhe ca. 3,5 m/s auf 80 m (\approx potenzielle Nabenhöhe), was der o. g. mittleren Einschaltgeschwindigkeit entspricht.

| Wind (m/s) | Leistung P (kW) | Leistungsbeiwert C_p (-) |
|------------|-----------------|----------------------------|
| 1 | 0,0 | 0,00 |
| 2 | 3,0 | 0,12 |
| 3 | 25,0 | 0,29 |
| 4 | 82,0 | 0,40 |
| 5 | 174,0 | 0,43 |
| 6 | 321,0 | 0,46 |
| 7 | 532,0 | 0,48 |
| 8 | 815,0 | 0,49 |
| 9 | 1.180,0 | 0,50 |
| 10 | 1.580,0 | 0,49 |
| 11 | 1.810,0 | 0,42 |
| 12 | 1.980,0 | 0,35 |
| 13 | 2.050,0 | 0,29 |
| 14 | 2.050,0 | 0,23 |
| 15 | 2.050,0 | 0,19 |
| 16 | 2.050,0 | 0,15 |
| 17 | 2.050,0 | 0,13 |
| 18 | 2.050,0 | 0,11 |
| 19 | 2.050,0 | 0,09 |
| 20 | 2.050,0 | 0,08 |
| 21 | 2.050,0 | 0,07 |

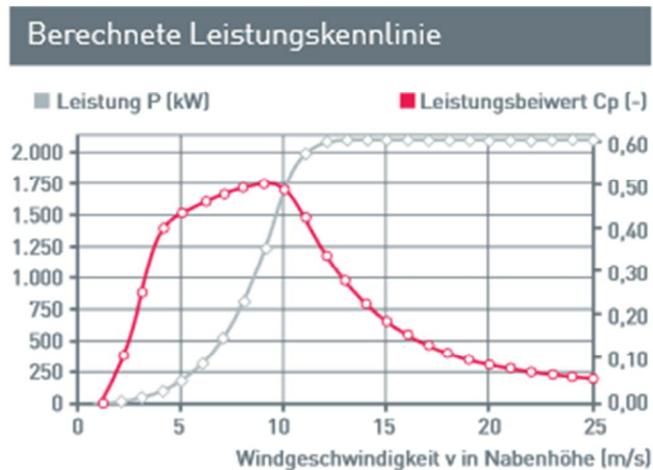


Abb. 12.5 Kennlinien für die E-82 (2MW)¹².

¹¹ http://wind-data.ch/tools/c_profile.inc.php?action=showgraph&h=10&v=2.5&z0=0.055



Abb. 12.6 Lage der exemplarischen Windmessstandorte.

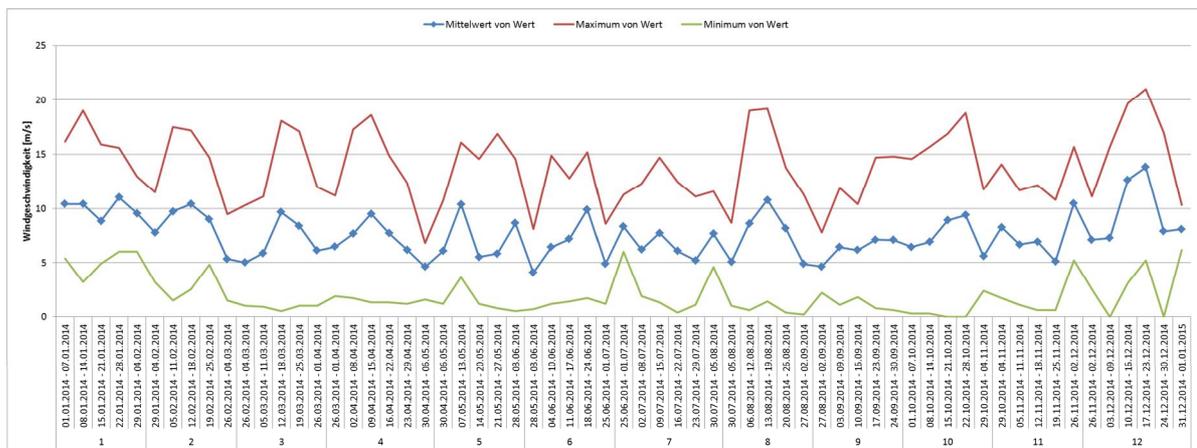


Abb. 12.7 Beispiel Jahrgang 2014 der Windgeschwindigkeiten in BÜsum Datenbasis: Deutscher Wetterdienst, Zahlenwerte gerundet.

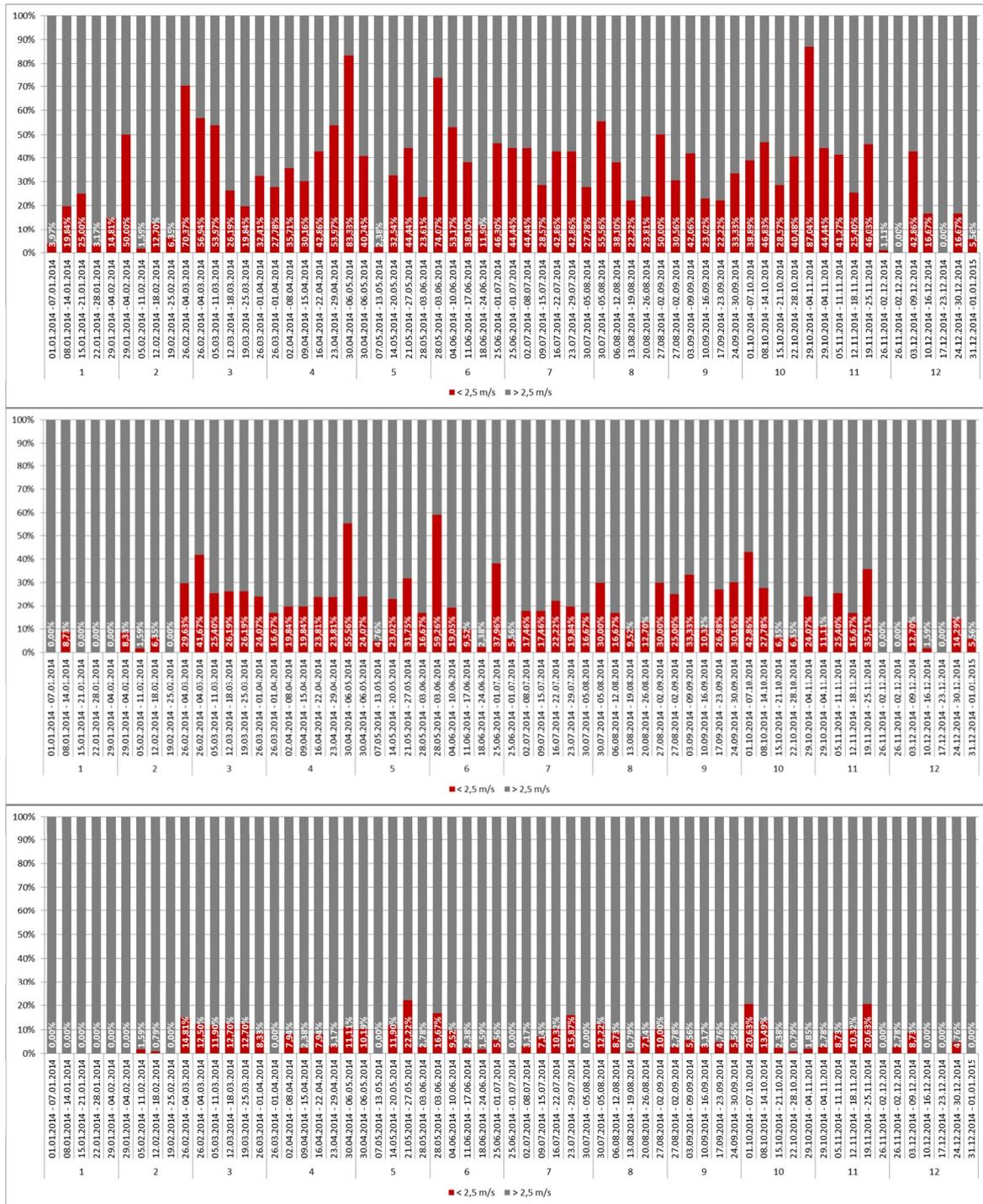


Abb. 12 Jahrgang der Windgeschwindigkeit für verschiedene Standorte im Jahr 2014 (basierend auf dem Stundenmittel zwischen 4:00 und 23:00 - Tagwerte); Oben: Messstation Süplingen (Kreis Helmstedt); Mitte: Messstation Brake (Kreis Wesermarch); Unten: Messstation Büsum (Kreis Dithmarschen) – Sensorhöhe 10m¹³ - Zahlenwerte gerundet (WESTE-XL Wetterdaten der Datenbank des Deutschen Wetterdienstes).

¹³http://www.dwd.de/bvbw/generator/DWDWWW/Content/Oeffentlichkeit/KU/KU2/KU21/stationsinformationen/german/messnetzkarte_ff,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/messnetzkarte_ff.pdf