

Fachliche Ausgestaltung des Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodells (RKR-Modell) für vier weitere Brutvogelarten

Moritz Mercker, Rainhard Raab, Thilo Liesenjohann, Jan Blew



Gefördert durch:



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

| | | |
|---|---|---|
| Gefördert durch: | Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWE) im Rahmen des 8. Energieforschungsprogramms. FKZ 03EEM2002 | |
| Studie: | Fachliche Ausgestaltung des Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodells (RKR-Modell) für vier weitere Brutvogelarten | |
| Stand: | Dezember 2025 | |
| Zuwendungsempfänger: | BioConsult SH GmbH & Co. KG Schobüller Straße 36 25813 Husum www.bioconsult-sh.de j.blew@bioconsult-sh.de | |
| FE-Auftragnehmer von BioConsult SH GmbH & Co. KG | Bionum GmbH Büro für Biostatistik Bodemannweg 87 21129 Hamburg www.bionum.de mmercker@bionum.de | TB Raab GmbH - Technisches Büro für Biologie Quadenstraße 13 2232 Deutsch-Wagram, Österreich www.tbraab.at rainhard.raab@tbraab.at |
| Bearbeiter: | Dr. Moritz Mercker, Rainhard Raab, Dr. Thilo Liesenjohann, Jan Blew | |
| Zitiervorschlag: | M. Mercker, R. Raab, T. Liesenjohann, J. Blew (2025): Fachliche Ausgestaltung des Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodells (RKR-Modell) für vier weitere Brutvogelarten. Gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWE) im Rahmen des 8. Energieforschungsprogramms. FKZ 03EEM2002 | |
| Förderhinweis: | Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben „Mikroprojekt: RKR_Pro - Raumnutzungs-Kollisions-Risikomodell (RKR) - Erweiterung für vier bis sechs weitere Brutvogelarten“ wurde gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWE) im Rahmen des 8. Energieforschungsprogramms. FKZ 03EEM2002. | |

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

INHALTSVERZEICHNIS

| | | |
|-------|--|----|
| 1 | EINLEITUNG | 1 |
| 2 | MATERIAL UND METHODEN..... | 4 |
| 2.1 | Datengrundlage | 4 |
| 2.1.1 | Vogelbewegungsdaten..... | 4 |
| 2.1.2 | Brutplätze | 6 |
| 2.1.3 | Landnutzungsvariablen und Barrierewirkungen..... | 6 |
| 2.2 | Bewegungsgeschwindigkeiten und abgeleitete Flugpositionen..... | 6 |
| 2.3 | Bestimmung der relevanten Monate..... | 7 |
| 2.4 | Erstellung und Analyse der Habitatnutzungsmodelle..... | 9 |
| 2.4.1 | Variablenselektion und finale Modellauswahl und -erstellung..... | 9 |
| 2.4.2 | Habitatnutzung vs. derzeitige abstands-basierte Annahmen..... | 11 |
| 2.4.3 | Regionale Unterschiede in den artspezifischen Habitatpräferenzen..... | 13 |
| 2.5 | Analyse der Tagesphänologie | 15 |
| 2.6 | Analyse der Flughöhenverteilung | 15 |
| 2.7 | Analyse des Ausweichverhaltens | 15 |
| 2.8 | Quantifizierung der Schätzunsicherheiten | 19 |
| 2.9 | Weitere Validierungen des Modells mit externen Daten („Dürr-Liste“)..... | 20 |
| 3 | ERGEBNISSE UND DISKUSSION | 23 |
| 3.1 | Bewegungsgeschwindigkeiten und abgeleitete Flugpositionen..... | 23 |
| 3.2 | Bestimmung der relevanten Monate..... | 24 |
| 3.3 | Erstellung und Analyse der Habitatnutzungsmodelle..... | 28 |
| 3.3.1 | Variablenselektion und finale Modellauswahl und -erstellung..... | 28 |
| 3.3.2 | Habitatnutzungsprognosen | 37 |
| 3.3.3 | Habitatnutzung vs. derzeitige abstands-basierte Annahmen..... | 40 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 3.3.4 | Regionale Unterschiede in den artspezifischen Habitatpräferenzen | 42 |
| 3.4 | Analyse der Tagesphänologie..... | 47 |
| 3.5 | Analyse des Ausweichverhaltens..... | 48 |
| 3.6 | Quantifizierung der Schätzunsicherheiten | 51 |
| 3.7 | Weitere Validierungen des Modells mit externen Daten („Dürr-Liste“)..... | 55 |
| 3.8 | Analyse der Flughöhenverteilung..... | 57 |
| 4 | AUSBLICK | 67 |
| 5 | ZUSAMMENFASSUNG | 69 |
| 6 | DANKSAGUNG | 71 |
| 7 | LITERATUR | 73 |
| A | ANHANG | 79 |
| A.1 | Erklärung der Variablennamen..... | 79 |
| A.2 | Artspezifische Plots zur Variablenvorselektion | 80 |
| A.3 | Weitere exemplarische Habitatnutzungsprognosen | 86 |
| A.4 | Ergebnisse zum Kaiseradler..... | 92 |
| A.4.1 | Datengrundlage | 92 |
| A.4.2 | Bewegungsgeschwindigkeiten und abgeleitete Flugpositionen..... | 92 |
| A.4.3 | Bestimmung der relevanten Monate..... | 93 |
| A.4.4 | Erstellung und Analyse der Habitatnutzungsmodelle..... | 93 |
| A.4.5 | Analyse der Tagesphänologie..... | 100 |
| A.4.6 | Analyse der Flughöhenverteilung..... | 100 |
| A.4.7 | Analyse des Ausweichverhaltens..... | 103 |
| A.4.8 | Quantifizierung der Schätzunsicherheiten | 104 |
| A.5 | Ergänzende Regressionsanalysen | 106 |
| A.6 | Artspezifische Ergänzungen zur RKR-Berechnungsvorschrift..... | 107 |

| | | |
|--------|--|-----|
| A.6.1 | Landnutzungsquellen | 107 |
| A.6.2 | Knotendateien, Skalierungsparameter und Regressionskoeffizienten | 112 |
| A.6.3 | Flughöhenmodell | 117 |
| A.6.4 | Meso- und Micro Avoidance..... | 118 |
| A.6.5 | Flugsekunden pro Saison und im Risikobereich..... | 119 |
| A.6.6 | Tagesphänologie | 120 |
| A.6.7 | Artspezifische Parameter des Band-Kollisionsrisikomodells | 120 |
| A.6.8 | Prognose der Anzahl der Durchflüge durch den Risikobereich | 121 |
| A.6.9 | Weitere artspezifische Korrekturfaktoren..... | 121 |
| A.6.10 | Validierung der korrekten Implementierung..... | 124 |

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Simulierte Vogelpunkte in der 3D WEA-Rotorkugel (Aufsicht senkrecht zur Rotorebene) ohne (A) vs. mit (B) örtlichem Messfehler. 18
- Abbildung 2: Histogramme der artspezifischen Bewegungsgeschwindigkeiten (x-Achse). Deren Häufigkeit (y-Achse) wurde artspezifisch so angepasst, dass das bimodale Muster (sitzen vs. fliegen) gut sichtbar wird..... 24
- Abbildung 3: Empirische Ermittlung der für das RKR-Modell relevanten artspezifisch zu betrachtenden Monate (rote Balken) basierend auf GPS-Daten zur Flugaktivität von Brutvögeln. (A) Für den Rotmilan (für diese Art als Validierung der Methode), den Seeadler (B), den Weißstorch (C), den Wespenbussard (D) und den Schwarzmilan (E). Die y-Achse zeigt die anteilige Flugaktivität pro Jahr im 15 km Umfeld des Brutplatzes an, die x-Achse die Monate. Monate werden dann als relevant eingestuft, wenn die mittlere relative Flugaktivität mindestens 50 % desjenigen Wertes beträgt, den man bei gleichmäßiger Nutzung aller Monate erwarten würde. Die angezeigte mittlere Anzahl an Flugstunden/Monat im Home-Range (gemittelt über die artspezifisch relevanten Monate) ergibt sich aus der Analyse der Tagesphänologie (vgl. Kap. 3.4). 27
- Abbildung 4: Regressionsparameter (schwarze Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (schwarze Fehlerbalken) zu den finalen artspezifischen Habitatnutzungsmodellen für den Seeadler (A-B), Weißstorch (C-D) und den Wespenbussard (E-F). Linke Plots (A,C,E) zeigen die Ergebnisse inklusive Brutsplines an, die rechten Plots (B,D,F) vergrößert auf den Y-Achsenbereich ausschließlich für die Landnutzungsparameter. Werte über 1,0 (blaue gestrichelte Linie) bedeuten eine relative Attraktion mit ansteigenden Werten in der Variable, Werte kleiner als 1,0 eine Meidung. Primär relative Unterschiede im Wert unterschiedlicher Brut bzw. Landnutzungsvariablen (beide Blöcke sind getrennt zu betrachten) sind relevant. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1; ökologische Erläuterungen/Interpretationen im Haupttext (Kap. 3.3.1) des vorliegenden Berichtes..... 31
- Abbildung 5: Regressionsparameter (schwarze Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (schwarze Fehlerbalken) zu den finalen artspezifischen Habitatnutzungsmodellen für den Schwarzmilan (A-B). Linker Plot (A) zeigt die Ergebnisse inklusive Brutsplines an, der rechte Plot (B) vergrößert auf den y-Achsenbereich ausschließlich für die Landnutzungsparameter. Werte über 1,0 (blaue gestrichelte Linie) bedeuten eine relative Attraktion mit ansteigenden Werten in der Variable, Werte kleiner als 1,0 eine Meidung. Primär relative Unterschiede im Wert unterschiedlicher Brut bzw. Landnutzungsvariablen (beide Blöcke sind getrennt zu betrachten) sind relevant. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1; ökologische Erläuterungen/Interpretationen im Haupttext (Kap. 3.3.1) des vorliegenden Berichtes. 35
- Abbildung 6: Landnutzungstypen (Mitte) und artspezifische RKR-Habitatnutzungsprognosen (sternförmig um die Mitte angeordnet) für einen exemplarischen/virtuellen Brutplatz (gelber Punkt) für die verschiedenen betrachteten Arten. Ausschnittsvergrößerungen (hellblaue und hellgrüne Rechtecke) zeigen artspezifisch abweichende Selektivität bzgl. der Transitrouten und der Nutzung von Gewässern für den Seeadler vs. Weißstorch. Weitere exemplarische Habitatnutzungsprognosen finden sich im Anhang A.3. 39

- Abbildung 7: Jeweils zwei exemplarische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung in einer Brutsaison von brütenden Seeadlern (A), Weißstörchen (B), Wespenbussarden (C) und Schwarzmilanen (D). RKR-Modellprognose mit schwarz = niedrige und Gelb/Rot = hohe prognostizierte Nutzung (jeweils links); rote Punkte repräsentierten reale GPS-Trackingdaten (jeweils mittig), beim Übereinanderlegen (jeweils rechts) repräsentiert eine graue/schwarze Farbe eine hohe prognostizierte Nutzung. Es sein angemerkt, dass Realpunkte (rot) oft nur stark fragmentarisch gegeben sind und sich die reale Landnutzung zudem stark von Saison zu Saison ändern kann, wohingegen die RKR-Prognosen die mittlere Nutzung über eine große Anzahl an Saisons prognostiziert – eine Vergleichbarkeit ist daher nur eingeschränkt gegeben. 40
- Abbildung 8: Numerische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung von Brutvögeln der verschiedenen betrachteten Arten für einen zirkulären Ansatz basierend auf den im BNatSchG angegebenen artspezifischen Distanzen (konzentrischer Ansatz) und den Habitatnutzungsprognosen der artspezifisch angepassten RKR-Modelle. Die y-Achse zeigt den Fehler zwischen realer und prognostizierter Landnutzung an (gemessen als reskalierte Summe der kleinsten Quadrate) und die x-Achse die jeweilige Prognosemethode. Punkte zeigen Mittelwerte an, Fehlerbalken 95%-Konfidenzintervalle. Die gezeigten Fehlerschätzungen sind aus drei Gründen nur eingeschränkt quantitativ interpretierbar (und nicht zwischen den Arten vergleichbar): (1) Die gesetzlichen Abstandsvorgaben des BNatSchG stellen kein Dichtemodell dar und sind daher nur bedingt mit räumlich kontinuierlichen Prognosen vergleichbar. (2) Die Berechnung der Fehler beinhaltet einen geringen Anteil zirkulärer Information, da einzelne Individuen sowohl zum Modellfit als auch zur Validierung beitragen; dieser Effekt ist jedoch aufgrund der vielen Individuen sehr klein. (3) Die Fragmentierung der GPS-Daten führt zu sogenannten „falschen Nullen“ und damit zu einer systematischen Überschätzung des Fehlers des RKR-Modells, während zirkuläre Vergleichsmodelle hiervon deutlich weniger betroffen sind. Insgesamt sind die dargestellten Differenzen daher als konservative Schätzung der tatsächlichen Prognoseverbesserung des RKR-Modells gegenüber dem konzentrischen Ansatz (orientiert an den Abstandsempfehlungen des BNatSchG) zu verstehen. 41
- Abbildung 9: (A) Regressionsparameter (farbige Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (Fehlerbalken) zu finalen Habitatnutzungsmodellen des **Seeadlers**, separat angepasst für unterschiedliche Großregionen/Quadranten. (B): Geografische Aufteilung der berücksichtigten Großregionen/Quadranten (graue, gestrichelte Linien). (C) Alternative Aufteilung nach biogeografischen Regionen (Quelle: www.eea-europa.eu) nebst Informationen zur Gesamtzahl der den Analysen zugrundeliegenden Vogel-Brutsaison Kombinationen und Vogel-IDs (im Titel) nach Qualitätssicherung. In (B) und (C) zeigen rote Punkte die den Analysen zugrundeliegenden Brutplätze an; der RID-Wert (im Titel von (A) und (B)) misst die Stärke der regional gemessenen Differenzen in den Habitatpräferenzen: Werte < 1 deuten auf minimale bis moderate Unterschiede hin, die im Rahmen zufälliger Schwankungen liegen könnten. 43
- Abbildung 10: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des **Weißstorchs**, Legende wie unter Abbildung 9. 44
- Abbildung 11: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des **Wespenbussards**, Legende wie unter Abbildung 9.45
- Abbildung 12: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des **Schwarzmilans**, Legende wie unter Abbildung 9. ... 46
- Abbildung 13: GAMM-basierte Analyse des relativen Anteils der Flugaktivität (blaue Linie, y-Achse) in Abhängigkeit von der Tageszeit (x-Achse). (A) Seeadler, (B) Weißstorch, (C) Wespenbussard und (D) Schwarzmilan. Grau schattierte Bereiche: 95%-Konfidenzintervalle. 48

| | |
|--|----|
| Abbildung 14: Die ermittelte artspezifische Meso-Avoidance (schwarze Punkte) nebst 95%-Konfidenzintervallen (blaue Fehlerbalken). | 49 |
| Abbildung 15: Die ermittelte artspezifische Micro-Avoidance (schwarze Punkte) nebst 95%-Konfidenzintervallen (blaue Fehlerbalken). Die Micro-Avoidance konnte aufgrund fehlender geeigneter Daten nicht für den Weißstorch ermittelt werden und kann daher naturschutzfachlich vorsorglich auf den niedrigsten gemessenen Wert mit den größten Konfidenzintervallen (Seeadler) gesetzt werden. Alternativ kann sie naturschutzfachlich stark konservativ auf 0 gesetzt werden. | 50 |
| Abbildung 16: Die ermittelte artspezifische Gesamt-Avoidance (schwarze Punkte) nebst 95%-Konfidenzintervallen (grüne Fehlerbalken). Die Micro-Avoidance konnte aufgrund fehlender geeigneter Daten nicht für den Weißstorch ermittelt werden und es kann deshalb naturschutzfachlich vorsorglich der niedrigste gemessene Wert mit den größten Konfidenzintervallen (Seeadler) mit der Meso-Avoidance des Weißstorchs kombiniert werden. Würde die Micro-avoidance für den Weißstorch alternativ (naturschutzfachlich stark vorsorglich) auf 0 gesetzt werden, so entspräche die Gesamt-Avoidance für dieser Art deren Meso-Avoidance und läge somit bei 0,962. | 50 |
| Abbildung 17: Visualisierung der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte (schwarze Punkte), welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Quantile sind mit blauen gestrichelten Linien angezeigt (Prozentwerte jeweils rechts), die damit assoziierten Werte („Multiplikationsfaktoren“ – s. Erklärung im Haupttext) finden sich jeweils auf der linken Seite der Linien dargestellt..... | 52 |
| Abbildung 18: Boxplots (je WEA-Brutplatz-Kombination) der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte, welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Oberhalb jeder Grafik ist der p-Wert des artspezifischen Levene-Tests gegeben. Ein signifikantes Ergebnis würde darauf hindeuten, dass die Schätzunsicherheit in höherem Maße konstellationsspezifisch ist, d. h., sich mit dem Ort ändert. | 55 |
| Abbildung 19: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Seeadler (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 20. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. | 59 |
| Abbildung 20: Histogramme der Flughöhenverteilung des Seeadlers über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 19 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Gewässerdichte im 1 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); mittlere Zeile: Graslanddichte im 2,5 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); untere Zeile: Dichte von Gebüsch, Hecken, Sträuchern und Einzelbäumen im 5 km Umfeld (links geringe Dichte, rechts hohe Dichte). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. „Klasse 1“ steht jeweils für niedrige Dichten und höhere Klassen entsprechend für höhere Dichten des jeweiligen Parameters. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. | 60 |

- Abbildung 21: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Weißstorch (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 22. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 61
- Abbildung 22: Histogramme der Flughöhenverteilung des Weißstorchs über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 21 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zum Brutplatz (links niedrige, dann mittlere, rechts hohe Distanz); mittlere Zeile: Gewässerdichte im 5 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); untere Zeile: Distanz zu Seen einer Größe von mindestens 3 ha (links geringe Distanz, dann mittlere, rechts hohe Distanz). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 62
- Abbildung 23: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Wespenbussard (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 24. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 63
- Abbildung 24: Histogramme der Flughöhenverteilung des Wespenbussards über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 23 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zum Brutplatz (links niedrige, dann mittlere, rechts hohe Distanz); mittlere Zeile: Dichte von Hecken, Gebüschern, Sträuchern und Einzelbäumen im 2,5 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); untere Zeile: Baumdichten (links relativ geringe Dichten im Brutrevier, rechts hohe Dichten im Brutrevier). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 64
- Abbildung 25: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Schwarzmilan (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 26. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 65
- Abbildung 26: Histogramme der Flughöhenverteilung des Schwarzmilans über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 25 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zu Gewässern (links niedrige, rechts hohe Distanz); untere Zeile: Freileitungsdichten im 2,5 km Umfeld (links geringe Dichten, rechts hohe Dichten). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 66

- Abbildung 27: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Seeadler. Visualisierung der Ergebnisse der Variablenvorselektion mittels Elastic Net (oben) und LASSO (unten). Die 70 am häufigsten ausgewählten Variablen (alphabetisch sortiert) für Brutvögel während der Nahrungssuche sind visualisiert. Die Größe der farbigen Punkte stellt hier die Häufigkeit dar, mit der die jeweilige Variable in 3.000 unterschiedlichen LASSO-/Elastic Net-Analysen unter den einflussreichsten 1 % fiel, die Position auf der Y-Achse zeigt die mittlere Effektstärke (positiv: Attraktion, negativ: Meidung) an. Schwarze Balken geben 95 % Konfidenzintervalle für die Effektstärken an, blau-transparente Punkte sind die Werte einzelner LASSO-/Elastic Net-Durchläufe (jeweils assoziiert mit einem zufällig ausgewählten Unterdatensatz an Trackingdaten). Für eine bessere Visualisierung wurde die Y-Achse auf den relevanten Wertebereich eingeschränkt. Die Farbe der Punkte (oben) bzw. Balken (unten) ordnet die Variablen unterschiedlichen Themenbereichen zu („breed“ = Distanz zum Brutplatz, „CostDist“ = Barrierewirkung, „WEA, rail, road“ = WEA, Schienen, Straßen). Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1 81
- Abbildung 28: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Weißstorch. Legende wie unter Abbildung 27. 82
- Abbildung 29: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Wespenbussard. Legende wie unter Abbildung 27. 83
- Abbildung 30: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Schwarzmilan. Legende wie unter Abbildung 27. . 84
- Abbildung 31: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Kaiseradler. Legende wie unter Abbildung 27. 85
- Abbildung 32: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Schwarzmilan** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar..... 86
- Abbildung 33: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Wespenbussard** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar..... 87
- Abbildung 34: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Rotmilan** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar. 88
- Abbildung 35: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Seeadler** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar. 89
- Abbildung 36: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Weißstorch** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar. 90
- Abbildung 37: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Kaiseradler** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar. 91

- Abbildung 38: Histogramm der artspezifischen Bewegungsgeschwindigkeit (X-Achse). Deren Häufigkeit (Y-Achse) wurde artspezifisch so angepasst, dass das bimodale Muster (sitzen vs. fliegen) gut sichtbar wird. 92
- Abbildung 39: Empirische Ermittlung der für das RKR-Modell relevanten artspezifisch zu betrachtenden Monate (rote Balken) basierend auf GPS-Daten zur Flugaktivität von Brutvögeln für den Kaiseradler. Die Y-Achse zeigt die anteilige Flugaktivität pro Jahr im 15 km Umfeld des Brutplatzes an, die X-Achse die Monate. Monate werden dann als relevant eingestuft, wenn die mittlere relative Flugaktivität mindestens 50 % desjenigen Wertes beträgt, den man bei gleichmäßiger Nutzung aller Monate erwarten würde. Die angezeigte mittlere Anzahl an Flugstunden/Monat im Home-Range (gemittelt über die artspezifisch relevanten Monate) ergibt sich aus der Analyse der Tagesphänologie (vgl. Abschnitt A.6.6). 93
- Abbildung 40: Regressionsparameter (schwarze Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (schwarze Fehlerbalken) zu den finalen artspezifischen Habitatnutzungsmodellen für den Kaiseradler. Linker Plot (A) zeigt die Ergebnisse inklusive Brutsplines an, der rechte Plot (B) vergrößert auf den Y-Achsenbereich ausschließlich für die Landnutzungsparameter. Werte über 1,0 (blaue gestrichelte Linie) bedeuten eine relative Attraktion mit ansteigenden Werten in der Variable, Werte kleiner als 1,0 eine Meidung. Nur relative Unterschiede im Wert unterschiedlicher Brut bzw. Landnutzungsvariablen (beide Blöcke sind getrennt zu betrachten) sind relevant. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 95
- Abbildung 41: Landnutzungstypen (Mitte) und artspezifische RKR-Habitatnutzungsprognose für einen exemplarischen/virtuellen Brutplatz (gelber Punkt). 96
- Abbildung 42: Zwei exemplarische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung in einer Brutsaison von brütenden Kaiseradlern. RKR-Modellprognose mit schwarz = niedrige und Gelb/Rot = hohe prognostizierte Nutzung (jeweils links); rote Punkte repräsentierten reale GPS-Trackingdaten (jeweils mittig), beim Übereinanderlegen (jeweils rechts) repräsentiert eine graue/schwarze Farbe eine hohe prognostizierte Nutzung. Es sei angemerkt, dass Realpunkte (rot) oft nur stark fragmentarisch gegeben sind und sich die reale Landnutzung zudem stark von Saison zu Saison ändern kann, wohingegen die RKR-Prognosen die mittlere Nutzung über eine große Anzahl an Saisons prognostizieren – eine Vergleichbarkeit ist daher nur eingeschränkt gegeben. 97

- Abbildung 43: Numerische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung von Brutvögeln des Kaiseradlers für einen zirkulären Ansatz basierend auf den im BNatSchG angegebenen artspezifischen Distanzen (konzentrischer Ansatz) und den Habitatnutzungsprognosen der artspezifisch angepassten RKR-Modelle. Die y-Achse zeigt den Fehler zwischen realer und prognostizierter Landnutzung an (gemessen als reskalierte Summe der kleinsten Quadrate) und die x-Achse die jeweilige Prognosemethode. Punkte zeigen Mittelwerte an, Fehlerbalken 95%-Konfidenzintervalle. Die gezeigten Fehlerschätzungen sind aus drei Gründen nur eingeschränkt quantitativ interpretierbar (und nicht zwischen den Arten vergleichbar): (1) Die gesetzlichen Abstandsvorgaben des BNatSchG stellen kein Dichtemodell dar und sind daher nur bedingt mit räumlich kontinuierlichen Prognosen vergleichbar. (2) Die Berechnung der Fehler beinhaltet einen geringen Anteil zirkulärer Information, da einzelne Individuen sowohl zum Modellfit als auch zur Validierung beitragen; dieser Effekt ist jedoch aufgrund der vielen Individuen sehr klein. (3) Die Fragmentierung der GPS-Daten führt zu sogenannten „falschen Nullen“ und damit zu einer systematischen Überschätzung des Fehlers des RKR-Modells, während zirkuläre Vergleichsmodelle hiervon deutlich weniger betroffen sind. Insgesamt sind die dargestellten Differenzen daher als konservative Schätzung der tatsächlichen Prognoseverbesserung des RKR-Modells gegenüber dem konzentrischen Ansatz (orientiert an den Abstandsempfehlungen des BNatSchG) zu verstehen..... 98
- Abbildung 44: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des **Kaiseradlers**, Legende wie unter Abbildung 9. 99
- Abbildung 45: GAMM-basierte Analyse des relativen Anteils der Flugaktivität (blaue Linie, Y-Achse) in Abhängigkeit von der Tageszeit (X-Achse) für den Kaiseradler. Grau schattierte Bereiche: 95%-Konfidenzintervalle. 100
- Abbildung 46: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Kaiseradler (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 101
- Abbildung 47: Histogramme der Flughöhenverteilung des Kaiseradlers über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 46 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zum Brutplatz (links niedrige, dann mittlere, rechts hohe Distanz); mittlere Zeile: Distanz zu Überland-Freileitungen (links niedrige, rechts hohe Distanzen); untere Zeile: Distanz zu Haupt- und Verbindungstraßen (links geringe Distanzen, rechts hohe Distanzen). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1. 102
- Abbildung 48: Die ermittelte artspezifische Meso-Avoidance für den Kaiseradler (schwarzer Punkt) nebst 95%-Konfidenzintervall (blauer Fehlerbalken). 103
- Abbildung 49: Die ermittelte artspezifische Micro-Avoidance (schwarzer Punkt) nebst 95%-Konfidenzintervall (blauer Fehlerbalken). 103
- Abbildung 50: Die ermittelte artspezifische Gesamt-Avoidance für den Kaiseradler (schwarzer Punkt) nebst 95%-Konfidenzintervall (grüner Fehlerbalken). 103

- Abbildung 51: Visualisierung der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte (schwarze Punkte) welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Quantile sind mit blauen gestrichelten Linien angezeigt (Prozentwerte jeweils rechts), die damit assoziierten Werte („Multiplikationsfaktoren“ – s. Erklärung im Haupttext) finden sich jeweils auf der linken Seite der Linien dargestellt. 104
- Abbildung 52: Boxplots (je WEA-Brutplatz-Kombination) der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte, welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Oberhalb der Grafik ist der p-Wert des artspezifischen Levene-Tests gegeben. Ein signifikantes Ergebnis würde darauf hindeuten, dass die Schätzunsicherheit in höherem Maße konstellationsspezifisch ist, d. h., sich mit dem Ort ändert..... 105
- Abbildung 53: GAM-basierte Regressionskurven (farbige Linien) nebst 95%-Konfidenzintervallen (farbig schattierte Bereiche) der Abhängigkeit des artspezifisch berechneten RKR-Kollisionsrisikos in Abhängigkeit von der Distanz zwischen WEA und Brutplatz. Zugrunde liegen diejenigen Berechnungen, die auf realen Brutplätzen der jeweils betrachteten Art und virtuell und zufällig platzierten WEA im 1-6 km Umfeld beruhen und u. A. im Kontext der Varianzschätzungen verwendet wurden. 106

Tabellenverzeichnis

| | |
|--|----|
| Tabelle 1: Qualitätsgesicherte Eckdaten zu den im Rahmen der vorliegenden Studie zum Training der 3D-Raumnutzung von Brutvögeln verwendeten GPS-Trackingdaten. | 4 |
| Tabelle 2: Eckdaten zu den im Rahmen der vorliegenden Studie verwendeten Kamera- und LRF-Daten. | 4 |
| Tabelle 3: GPS-Trackingdaten von Brutvögeln, Nichtbrütern und Jungvögeln die zur Auswertung der Meso- und Micro-Avoidance herangezogen wurden. „Mit Gondelausrichtung“ bezeichnet hier diejenigen Datensätze, in denen die zeitaufgelöste Ausrichtung des WEA-Rotors akquiriert werden konnte (notwendig für die Berechnung der Micro-Avoidance), „known“ vs. „unknown“ bezeichnet diejenigen WEA, zu denen Bau- und ggf. Rückbaudatum bekannt bzw. unbekannt war. | 5 |
| Tabelle 4: Quantile, welche die artspezifischen Schätzunsicherheiten des RKR-Modells abbilden. Die Tabellenwerte geben an, mit welchem Faktor die berechneten RKR-Kollisionsrisiken artspezifisch multipliziert werden müssen, damit das tatsächliche Kollisionsrisiko mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit unter diesem nach oben korrigiertem Wert liegt. Der 90%-Quantilwert des Schwarzmilans von 1,38 bspw. bedeutet, dass das vom RKR-Modell berechnete Kollisionsrisiko mit einem Faktor von 1,38 multipliziert werden müsste, damit das tatsächliche Kollisionsrisiko mit einer Wahrscheinlichkeit von 90% unter diesem nach oben korrigiertem Wert liegt. | 53 |
| Tabelle 5: Nach Qualitätssicherung verbliebene Eckdaten zu den im Rahmen der vorliegenden Studie zum Training der 3D-Raumnutzung von Brutvögeln des Kaiseradlers verwendeten GPS-Trackingdaten. | 92 |
| Tabelle 6: GPS-Trackingdaten von Brutvögeln, Nicht-brütern und Jungvögeln die zur Auswertung der Meso- und Micro-Avoidance herangezogen wurden. „Mit Gondelausrichtung“ bezeichnet hier diejenigen Datensätze, in denen die zeitaufgelöste Ausrichtung des WEA-Rotors akquiriert werden konnte (notwendig für die Berechnung der Micro-Avoidance), „known“ vs. „unknown“ bezeichnet WEA zu denen Bau- und ggf. Rückbaudatum bekannt bzw. unbekannt war. | 92 |

Abkürzungsverzeichnis

| | |
|------------|---|
| BNatSchG | Bundesnaturschutzgesetz |
| CLC | CORINE land cover |
| CORINE | coordination of information on the Environment |
| DEM | Digitales Höhenmodell |
| GAM | generalized additive model |
| GAMM | generalized additive mixed model |
| GNSS | Globales Navigations-Satelliten-System |
| GPS | global positioning system |
| HRL | high resolution layer |
| iSSM | integration step selection method |
| LASSO | least absolute shrinkage and selection operator |
| LRF | Laser-Rangefinder |
| MCP | minimal convex polygon |
| RID | Relative interregionale Divergenz |
| RKR-Modell | Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodell |
| WEA | Windenergieanlage |

Glossar

| | |
|--|--|
| Dürr-Liste / Bundesweite Schlagopfer-Datenbank | Dokumentation aus der zentralen Datenbank der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg; zusammengestellt von Tobias Dürr. Jährliche Updates. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Anzahl der Fundmeldungen lediglich die Erfassungsintensität und Meldebereitschaft, nicht jedoch das Ausmaß der Problemlage in den einzelnen Bundesländern widerspiegelt. |
| Gesamt-Avoidance | Kombinierte Micro-, Meso- und Macro-Avoidance |
| Habitatnutzung / Habitatnutzungsmodell | Betrachtung bzw. Modellierung der 2D Raumnutzung im Flug in Abhängigkeit von der darunterliegenden Landnutzung / dem darunterliegenden Habitat |
| Macro-Avoidance | Ausweichen ganzer Windparks |
| Meso-Avoidance | Ausweichen einzelner WEA |
| Micro-Avoidance | Ausweichen des WEA-Risikobereichs (s. u.) |
| Phänologie | Jahres- oder tageszeitliche Abfolge von ökologischen Vorgängen, wie z.B. Flugaktivität |
| Raumnutzung / Raumnutzungsmodell | Betrachtung bzw. Modellierung der 3D Raumnutzung im Flug, u. a. in Abhängigkeit von der 2D Habitatnutzung, der Flughöhenverteilung oder dem WEA-Ausweichverhalten. |
| Risikobereich | Derjenige approximierte Anteil innerhalb der Rotorkugel, in dem die Rotorblätter mit der betrachteten Vogelart kollidieren können. |
| Rotorblatt-Tiefe | Die Rotorblatttiefe ist der Abstand zwischen Vorder- und Hinterkante eines Rotorblatts. |
| Rotorkugel/-sphäre | Sphärischer 3D-Luftraum um die mittlere Position der Rotornabe mit einem Radius der Rotorblattlänge |

1 EINLEITUNG

Die Vereinbarkeit des Ausbaus der Windenergie mit den Anforderungen des Artenschutzes gehört seit vielen Jahren zu den zentralen Herausforderungen in Planungs- und Genehmigungsverfahren. Eine bedeutende Frage ist dabei, wie das Tötungsrisiko kollisionsgefährdeter Großvogelarten an Windenergieanlagen (WEA) fachlich fundiert, rechtssicher und zugleich praktikabel bestimmt werden kann. Während sich in der Vergangenheit unterschiedliche Ansätze zur Abschätzung von Kollisionsrisiken etabliert hatten, blieb lange unklar, in welchem Umfang probabilistische Methoden geeignet sind, eine realistische, standardisierte und bundesweit übertragbare Bewertungsgrundlage zu liefern. Mit der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) im Jahr 2022 wurde im § 74 der Absatz 6 hinzugefügt: *“(6) Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz prüft gemeinsam mit dem Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz unter Einbeziehung der maßgeblich betroffenen Verbände die Einführung einer probabilistischen Methode zur Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit und legt dem Bundeskabinett hierzu bis zum 30. Juni 2023 einen Bericht zur Einführung der Methode oder einen Vorschlag zur Anpassung dieses Gesetzes oder eine Rechtsverordnung zur Einführung der Methode nach Maßgabe von § 54 Absatz 10c Nummer 1 vor.*

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz evaluiert gemeinsam mit dem Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz die in den §§ 45b bis 45d enthaltenen Bestimmungen über einen Zeitraum von zwei Jahren ab dem 1. Februar 2023 und danach alle drei Jahre.“

Vor diesem Hintergrund wurde zunächst die „Pilotstudie Probabilistik“ (MERCKER ET AL. 2023) im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) durchgeführt. Ziel war es, den bestehenden Wissensstand zu sichten, unterschiedliche Modellansätze zu vergleichen und die Machbarkeit probabilistischer Methoden für die Anwendung in Genehmigungsverfahren zu prüfen. Durch die Akquirierung und Nutzung sehr umfassender Trackingdaten des Rotmilans konnte ein vollständiges Modell statistisch fundiert abgeschätzt werden, welches auch Aspekte des Ausweichverhaltens auf einer bisher unvergleichbaren Datengrundlage empirisch ermittelte. Somit konnte ein dreidimensionales Raumnutzungsmodell mit einem Kollisionsmodell kombiniert und exemplarisch am Rotmilan erprobt werden.

Aufbauend darauf folgte die vom Bundesamt für Naturschutz (BfN) beauftragte „Fortsetzungsstudie Probabilistik“ (MERCKER ET AL. 2024a), in der das Hybrid-Modell fachlich ausgestaltet, technisch verfeinert und unter dem Namen „Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodell“ („RKR-Modell“) finalisiert wurde. Neben umfassenden Modellverbesserungen erfolgte eine vielfache Validierung anhand externer Kollisionsdaten, Aufenthaltszeiten im Risikobereich und Landnutzungsdaten, womit die Grundlage für eine vollzugstaugliche Anwendung gelegt werden konnte. Parallel bestätigte die Bundesregierung in ihrem Prüfbericht gemäß § 74 Abs. 6 BNatSchG (BT-Drs. 20/9830 vom 15.12.2023), dass die probabilistische Methode zur Berechnung der Kollisionswahrscheinlichkeit eingeführt werden kann, zunächst für den Rotmilan. Es soll eine schrittweise Prüfung für weitere Brutvogelarten erfolgen. Hierzu führt der eben erwähnte Prüfbericht aus:

„Kapitel 4 - Noch ausstehende Bearbeitungsschritte“

„Nach Einführung der Methode für den Rotmilan Prüfung der Anwendung für weitere Brutvogelarten:

A: Für Weißstorch und Seeadler (in 2024)

B: Entwicklung einer Perspektive für weitere Brutvogelarten bis Ende 2024 auch hinsichtlich Datenerhebungen für die notwendigen Eingangsdaten für eine Ausweitung auf weitere Brutvogelarten.“

Die hier vorliegende Studie „Mikroprojekt RKR-Modell_pro“ (im weiteren Verlauf RKR-Modell)¹ knüpft unmittelbar an diese Arbeiten an und verfolgt das Ziel, die Anwendung des RKR-Modells auf weitere kollisionsgefährdete Brutvogelarten auszuweiten. Im Mittelpunkt stehen dabei mit Seeadler, Weißstorch, Schwarzmilan und Wespenbussard vier Arten, die sowohl aufgrund ihrer Gefährdungslage als auch ihrer Bedeutung für Genehmigungsverfahren von besonderer Relevanz in Deutschland sind. Für jede dieser Arten gilt es, artspezifische Habitatnutzung, Flugverhalten (einschließlich Flughöhenverteilung und Tagesrhythmik), Distanzabhängigkeiten zu Brutplätzen sowie Ausweichverhalten („Avoidance Rate“) basierend auf empirischen Daten zu analysieren und in das RKR-Modell zu integrieren.

Eine besondere Herausforderung stellt dabei die unterschiedliche Datenlage dar: Während für den Rotmilan inzwischen eine große Zahl an GPS-Trackingdaten und weiteren empirischen Quellen vorliegt, sind die Datenbestände für andere Arten deutlich heterogener und kleiner. Dies stellt die Anpassung des RKR-Modells an diese Arten vor neue Herausforderungen. Unter diesen Bedingungen stellt sich insbesondere die Frage, welche Probleme oder Nachteile eine geringere Datengrundlage für die belastbare Anpassung des Modells an die verschiedenen Arten mit sich bringt. Zwei Probleme sind dabei zu benennen: Erstens können verschiedene Parameter weniger präzise bestimmt werden („Schätzunsicherheit“), und zweitens steigt bei kleinen Stichproben die Wahrscheinlichkeit, dass die verwendeten Daten nicht repräsentativ sind und beispielsweise regionale Habitatpräferenzen statt übertragbarer, deutschlandweiter Präferenzen abbilden („örtlicher Bias“). Beide potenziellen Problembereiche werden im vorliegenden Bericht eingehend untersucht, indem sowohl die artspezifischen Schätzunsicherheiten quantifiziert und dargestellt als auch möglicher örtlicher Bias separat für jede Art analysiert werden. Die Ergebnisse können künftig als Grundlage dienen, um zu entscheiden, für welche Arten das RKR-Modell in der Praxis anwendbar ist.

So stellte sich bei der genaueren Datensichtung heraus, dass zwar für die Arten Fisch- und Schreiadler sowie Rohrweihe derzeit nicht ausreichend Daten für eine Modell-Anpassung zur Verfügung stehen, dass aber für den Kaiseradler mit einem Verbreitungsschwerpunkt in Österreich diese Daten vorliegen; folglich wurde die Anpassung des RKR-Modells für den Kaiseradler parallel extern zu dieser Studie durchgeführt; die entsprechenden Angaben, Erläuterungen und Graphiken finden sich im Anhang A.4.

Über die rein fachlich-methodische Weiterentwicklung hinaus verfolgt das Projekt das Ziel, mit den weiteren RKR-Modellvarianten die fachlichen Voraussetzungen für eine praxistaugliche und rechts-sichere Anwendungsmöglichkeit für diese weitere Arten zu schaffen. Hierzu wird die bereits für den Rotmilan geprüfte und publizierte Berechnungsvorschrift (MERCKER ET AL. 2024b) artspezifisch erweitert, um zu ermöglichen, artspezifische Kollisionsrisiken anhand transparenter Eingangsgrößen (Brutplatzkoordinaten, WEA-Daten, Habitatvariablen) nachvollziehbar zu bestimmen. Damit wird eine einheitliche Grundlage geschaffen, die bundesweit in Genehmigungsverfahren anwendbar ist

¹ „Mikro-Projekt: RKR_Pro – Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodell (RKR) – Erweiterung für vier bis sechs weitere Brutvogelarten“, gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWE) aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestags, Förderkennzeichen (FKZ) 03EEM2002.

und zugleich Raum für die schrittweise Integration der genannten vier sowie weiterer Brutvogelarten bietet.

Insgesamt versteht sich das Projekt als dritter Baustein in einem mehrstufigen Entwicklungsprozess: von der konzeptionellen Erprobung (Pilotstudie) über die fachliche Ausgestaltung (Fortsetzungsstudie) mit nun Erweiterung und Etablierung für weitere Vogelarten (RKR-Modell_pro). Ziel ist es, ein wissenschaftlich robustes, validiertes und zugleich praktikables Instrument zur Verfügung zu stellen.

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Datengrundlage

2.1.1 Vogelbewegungsdaten

Alle im Rahmen dieser Studie verwendeten Vogelbewegungsdaten (insbesondere: GPS-Trackingdaten, Laser-Rangefinder (LRF)- und Kameradaten) wurden, wie unter MERCKER ET AL. (2023, 2024a) für den Rotmilan beschrieben, für die anderen Arten ebenfalls qualitätsgesichert und aufbereitet. Eine Übersicht der genutzten besenderten Brutvögel, der Anzahl an Individuen und der Anzahl an Brutvogel-Brutsaison-Kombinationen nach einer Qualitätssicherung der Daten (und entsprechender Entfernung verschiedener Individuen) findet sich in Tabelle 1 und Tabelle 2 sowie Abbildung 9 bis Abbildung 12.

Tabelle 1: Qualitätsgesicherte Eckdaten zu den im Rahmen der vorliegenden Studie zum Training der 3D-Raumnutzung von Brutvögeln verwendeten GPS-Trackingdaten.

| Art | Vogel-IDs | ID-Saison-Kombinationen | GPS-Positionen (50 km Radius) |
|--|-----------|-------------------------|-------------------------------|
| Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>) | 25 | 71 | 1.970.702 |
| Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>) | 35 | 67 | 1.580.741 |
| Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>) | 62 | 182 | 6.755.703 |
| Seeadler (<i>Haliaeetus albicilla</i>) | 12 | 20 | 3.851.976 |

Tabelle 2: Eckdaten zu den im Rahmen der vorliegenden Studie verwendeten Kamera- und LRF-Daten.

| Art | Typ | Anzahl an Positionen | Anzahl an Flügen |
|--|--------|----------------------|------------------|
| Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>) | Kamera | 45.259 | 988 |
| | LRF | 16.964 | 2.612 |
| Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>) | Kamera | 14.423 | 274 |
| | LRF | 2.177 | 245 |
| Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>) | Kamera | 1.513 | 6 |
| | LRF | 0 | 28 |
| Seeadler (<i>Haliaeetus albicilla</i>) | Kamera | 0 | 0 |
| | LRF | 218 | 14 |

Kamera- und LRF-Daten stammten zwar jeweils aus nur einem Projektgebiet; es wird jedoch (u. a. von den Autoren der entsprechenden Studie) davon ausgegangen, dass die Flüge neben den lokalen Brutvögeln noch von vielen weiteren Individuen als nur den lokalen Brutvögeln stammen. So zeigen Studien zum Rotmilan, dass phasenweise (bspw. im Kontext von landwirtschaftlichen Ereignissen) die lokalen Brutvögel gegenüber externen Individuen in der deutlichen Minderheit sind (MAMMEN ET AL. 2023). Zudem ist bspw. für den Wespenbussard bekannt, dass selbst Brutvögel zur Brutzeit regelmäßig Flüge in benachbarte Reviere unternehmen (Lukas Thiess, Bioplan Bühl, mündliche Kommunikation).

In Tabelle 3 sind diejenigen GPS-Datensätze gezeigt, die als Basis für die Berechnung der Meso- und Micro-Avoidance dienen. „Mit Gondelausrichtung“ bezeichnet in dieser Tabelle diejenigen Datensätze, in denen die zeitaufgelöste Ausrichtung des WEA-Rotors akquiriert werden konnte (notwendig

für die Berechnung der Micro-Avoidance), „known“ vs. „unknown“ bezeichnet diejenigen WEA, zu denen Bau- und ggf. Rückbaudatum bekannt bzw. unbekannt war. Eine etwaige Verzerrung durch die letztgenannte Unsicherheit konnte weitestgehend darüber ausgeschlossen werden, dass der „unknown“-Datensatz im Mittel keine niedrigere Meso-Avoidance lieferte als der „known“-Datensatz.

Tabelle 3: GPS-Trackingdaten von Brutvögeln, Nichtbrütern und Jungvögeln die zur Auswertung der Meso- und Micro-Avoidance herangezogen wurden. „Mit Gondelausrichtung“ bezeichnet hier diejenigen Datensätze, in denen die zeitaufgelöste Ausrichtung des WEA-Rotors akquiriert werden konnte (notwendig für die Berechnung der Micro-Avoidance), „known“ vs. „unknown“ bezeichnet diejenigen WEA, zu denen Bau- und ggf. Rückbaudatum bekannt bzw. unbekannt war.

| "Known" | | | | |
|--|------------------------------------|-------------------------|----------------------------------|-------------------------|
| Art | Bereich | Anzahl der Vögel | Anzahl der GPS-Positionen | Anzahl der Flüge |
| Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>) | 1000 m Puffer | 23 | 164930 | 55287 |
| | 6-facher Rottorradius | 15 | 20327 | 2157 |
| | Rotorkugel | 4 | 16 | 14 |
| | Rotorkugel (mit Gondelausrichtung) | 0 | 0 | 0 |
| Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>) | 1000 m Puffer | 14 | 9044 | 727 |
| | 6-facher Rottorradius | 10 | 1530 | 97 |
| | Rotorkugel | 1 | 26 | 2 |
| Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>) | 1000 m Puffer | 165 | 249362 | 5292 |
| | 6-facher Rottorradius | 44 | 11230 | 375 |
| | Rotorkugel | 1 | 25 | 5 |
| Seeadler (<i>Haliaeetus albicilla</i>) | 1000 m Puffer | 56 | 701171 | 23775 |
| | 6-facher Rottorradius | 41 | 161709 | 3229 |
| | Rotorkugel | 15 | 633 | 77 |
| | Rotorkugel (mit Gondelausrichtung) | 4 | 31 | 4 |
| "Unknown" | | | | |
| Art | Bereich | Anzahl der Vögel | Anzahl der GPS-Positionen | Anzahl der Flüge |
| Schwarzmilan (<i>Milvus migrans</i>) | 1000 m Puffer | 25 | 30679 | 5566 |
| | 6-facher Rottorradius | 17 | 4700 | 270 |
| | Rotorkugel | 0 | 0 | 0 |
| | Rotorkugel (mit Gondelausrichtung) | 0 | 0 | 0 |
| Wespenbussard (<i>Pernis apivorus</i>) | 1000 m Puffer | 19 | 5064 | 853 |
| | 6-facher Rottorradius | 6 | 317 | 62 |
| | Rotorkugel | 0 | 0 | 0 |
| Weißstorch (<i>Ciconia ciconia</i>) | 1000 m Puffer | 169 | 547894 | 5736 |
| | 6-facher Rottorradius | 47 | 14576 | 495 |
| | Rotorkugel | 1 | 5 | 2 |
| Seeadler (<i>Haliaeetus albicilla</i>) | 1000 m Puffer | 20 | 52692 | 1344 |
| | 6-facher Rottorradius | 14 | 5976 | 170 |
| | Rotorkugel | 7 | 50 | 9 |
| | Rotorkugel (mit Gondelausrichtung) | 0 | 0 | 0 |

2.1.2 Brutplätze

Brutplätze der hier behandelten Vogelarten wurden (wenn bekannt) direkt von den Personen/Institutionen übermittelt, die dem Projekt GPS-Trackingdaten zur Verfügung stellten.

Wenn keine Felddaten zu Brutplätzen verfügbar waren, verwendeten wir das R-Paket *NestTool* (OPPEL ET AL. 2025), um die Brutwahrscheinlichkeit und Neststandorte vorherzusagen. Dieses bietet eine publizierte und qualitätsgesicherte Möglichkeit, aus den Tracking-Daten diejenigen örtlichen Koordinaten zu berechnen, die mit höchster Wahrscheinlichkeit den Brutplatz repräsentieren. Vorhersagen mit einer Wahrscheinlichkeit von mehr als 0,5 (wie von OPPEL ET AL. 2025 empfohlen) wurden als Brut/Neststandort für Vögel im dritten Kalenderjahr (3CY) oder älter bei Schwarzmilan, Wespenbussard und Weißstorch und für Vögel im vierten Kalenderjahr (4CY) oder älter bei Kaiseradler (s. Anhang A.4) und Seeadler klassifiziert. Jeder vorhergesagte Neststandort wurde zudem visuell im Vergleich zu den verfügbaren Telemetriepositionen überprüft/verifiziert.

2.1.3 Landnutzungsvariablen und Barrierewirkungen

Im Vergleich zur vorherigen Version des RKR-Modells (MERCKER ET AL. 2024a) wurden im Hinblick auf mögliche Präferenzen der im Rahmen des vorliegenden Projektes behandelten Arten zusätzliche Landnutzungsvariablen hinzugefügt, darunter Indikatoren für differenziertere Betrachtungen von Ackerbau, Wald- und Baumtypen, Gewässern, Stromleitungen, Straßen und Bahnlinien. Diese Variablen wurden auf die gleiche Weise wie bei MERCKER ET AL. (2024a; b) beschrieben erfasst und verarbeitet.

Darüber hinaus wurden mögliche Barrierewirkungen (analog zu der Definition der „CostDist-Funktion“ für Wald in MERCKER ET AL. 2024b, dort Kap. 2.1.1.2) für die folgenden weiteren Umweltvariablen berechnet: Bundes- und Verbindungsstraßen, Eisenbahntrassen, Stromleitungen, Siedlungen, Grasland, landwirtschaftliche Flächen, Gewässer und WEA.

Alle zugrundeliegenden Quellen/Datenbanken bzgl. der im Kontext der Variablenselektion verwendeten Landnutzungsvariablen finden sich in MERCKER ET AL. (2024b), Kap. 2.1.1.1 beschrieben; weitere Ausführungen zur Namensgebung der Variablen sind zudem im Anhang A.1. aufgelistet.

2.2 Bewegungsgeschwindigkeiten und abgeleitete Flugpositionen

Für die Bestimmung der Flugpositionen (vs. Sitz-/Schreitpositionen) wurde analog zu MERCKER ET AL. (2023, 2024a) eine Histogramm-Analyse der Geschwindigkeiten zugrunde gelegt und es wurden darauf basierend artspezifische Schwellenwerte abgeleitet. Letzteres erfolgte unter Bestimmung der Position des Minimums zwischen den beiden Maxima (sitzend/schreitend vs. fliegend) des Histogramms. Lag dieses Minimum in Einzelfällen bei > 10 km/h, gehen wir davon aus, dass das erste Maximum sowohl durch sitzendes als auch durch sehr langsam laufendes oder fliegendes Verhalten erzeugt wird; darüber hinaus kann Stochastizität in den Geschwindigkeitsmessungen die Ergebnisse beeinflussen; in allen vorgenannten Fällen setzten wir den Grenzwert auf maximal 10 km/h. Für die hier relevanten Arten liegen typische Gehgeschwindigkeiten deutlich unter 10 km/h, damit markiert 10 km/h ein konservatives Maximum, um Flugpositionen zu selektieren. Ein identischer

Grenzwert wurde auch bspw. für den Weißstorch in vorherigen Studien angewendet (LÓPEZ-CALDERÓN ET AL. 2023).

Die bisherigen Analysen am Rotmilan zeigten, dass die verschiedenen RKR-Ergebnisse in hohem Maße robust gegenüber der genauen Setzung dieser Schwellenwerte sind. Dies liegt daran, dass im weiteren Bereich des Minimums naturgemäß wenige Daten zur Verfügung stehen und Verschiebungen des Grenzwertes daher nur geringe Änderungen an der Datengrundlage bewirken.

Die bisherige Methode zur Ermittlung der Geschwindigkeit aus den Telemetriedaten wurde zudem leicht verbessert, indem – falls vorhanden – direkte Geschwindigkeitsmessungen des GPS-Senders (basierend auf dem Doppler-Effekt) verwendet und nur im Falle deren Fehlens diese Werte um „direkte“ Berechnungen (Delta Strecke/Delta Ort – vgl. MERCKER ET AL. 2023, 2024a) ergänzt wurden.

2.3 Bestimmung der relevanten Monate

Um für jede der untersuchten Arten separat zu überprüfen, zu welchen Monaten bzgl. der Flugaktivität eine relevante Bindung an den Brutstandort besteht, wurde die im Folgenden beschriebene Methode entwickelt und angewendet. Diese empirische Ermittlung der relevanten Monate anstelle von Brutzeitangaben aus der Literatur ist insbesondere dadurch motiviert, dass verschiedene Brutvögel, wie Seeadler, auch außerhalb der Brutsaison das ganze Jahr über stark mit ihrem Revier assoziiert sind, vor allem aus territorialen und funktionalen Gründen wie Nestbau, Nestreparaturen, vertrautes Areal inkl. Nahrungsressourcen und Ruheplätzen (DEMENTAVIČIUS & AND TREINYS 2009; KRONE ET AL. 2013).

Als Basis dienten die verfügbaren GPS-Flugpositionen (vgl. Kap. 2.1.1) und Brutplatzinformationen (Kap. 2.1.2) ausschließlich von Brutvögeln und damit in Abgrenzung zu Nichtbrütern, Jungvögeln und ziehenden Individuen. Im Gegensatz zu den Analysen der Habitatpräferenzen (vgl. Kap. 2.4) wurden keine Einschränkungen an die Taktung oder Regularität der GPS-Daten gestellt, sodass für die im Folgenden beschriebenen Analysen Daten von zumeist einer etwas größeren Anzahl an Individuen genutzt werden konnten als bei den Analysen der Habitatpräferenzen. Auf Sitz- oder Schreitpositionen wurde bewusst verzichtet, da nicht auszuschließen ist, dass diese durch Übernachtungen am Niststandort bei gleichzeitigem Explorationsverhalten am Tag die Relevanz für das RKR-Modell in bestimmten Monaten, insbesondere außerhalb der Brutsaison, überschätzen könnten. Relevant für das RKR-Modell sind nur diejenigen Monate, in denen das Umfeld des Brutplatzes in hohem Maße für Flugaktivität (bspw. bei der Nahrungssuche) genutzt wird.

Zur Bestimmung der saisonalen Aktivitätsmuster wurde die monatliche Verteilung dieser GPS-Flug-Trackingdaten auf individueller Basis ausgewertet. Ausgangspunkt war der Datensatz mit zeitlich georeferenzierten Positionen aller verfügbaren Brutindividuen (ID), die zuvor durch eine Distanzschwelle (<15 km Entfernung zum Brutplatz) eingegrenzt worden waren. Der Wert von 15 km wurde darauf basierend gesetzt, dass (A) aufgrund der 10 km-Betrachtung im Kontext des RKR-Modells (MERCKER ET AL. 2023, 2024a) dieser Wert bei mindestens 10 km liegen sollte und (B) verschiedene externe Studien zeigen, dass Nahrungsgebiete für verschiedene der betrachteten Arten (bspw. dem Seeadler) bei bis zu 15 km Entfernung zum Nest liegen können – auch wenn Distanzen > 10 km eher selten sind (z. B. OEHME 1975; KRONE ET AL. 2009). Auch wurden für den Seeadler Home-Range-Größen von bis zu 670 km² ermittelt (KRONE & TREU 2018), was etwa einer Kreisfläche mit

einem Radius von 15 km entspricht (wobei berücksichtigt werden muss, dass der real intensiv genutzte Bereich nur einen Teil der Kreisfläche ausmacht).

Um eine gleichgewichtete Analyse zu gewährleisten, wurden zunächst alle möglichen Kombinationen aus Individuum und Kalendermonat (ID × Monat) erzeugt. Dies ermöglicht die Integration von Monaten ohne Beobachtungen im Home-Range als valide Nullwerte (d.h. keine Flugaktivität). Die beobachteten GPS-Positionsanzahlen pro Individuum und Monat wurden anschließend aggregiert und die relative monatliche Aktivität durch Normierung der Monatszählung an der Gesamtzahl aller Punkte pro Individuum berechnet. Im Anschluss wurde daraus die mittlere relative Aktivität über alle Individuen pro Monat berechnet, die im Ergebnis präsentiert wird und die Balkenhöhe in Abbildung 3 definiert. Diese Mittelwertbildung über die Individuen liefert ein biologisch sinnvolles Maß, da sie unabhängig von der Taktung der unterschiedlichen GPS-Sendertypen ist, da jedes Individuum unabhängig von seiner absoluten Datenmenge mit gleichem Gewicht in die Analyse einfließt; die Ergebnisse werden daher nicht durch die individuelle Taktung der Sender verzerrt.

Um Monate mit biologisch relevanter Aktivität zu identifizieren, wurde ein Schwellenwert von 0,0417 (entsprechend 4,17 %) verwendet. Dieser Wert ergibt sich aus der Annahme einer theoretisch gleichmäßigen Nutzung aller zwölf Monate ($1/12 \approx 0,0833$ – entspricht 8,33%); ein Monat wird demnach dann als „relevant“ eingestuft, wenn die mittlere relative Nutzung mindestens 50 % dieses gleichmäßigen Referenzwertes beträgt, also $\geq 0,0417$. Diese Schwelle dient dazu, sowohl stark als auch konsistent genutzte Monate hervorzuheben, während zufällige oder vereinzelte Nutzung in einzelnen Jahren oder Individuen ausgeblendet wird.

Zur Korrektur jahreszeitlich bedingter Unterschiede in der Verfügbarkeit solarer Energie, die sich empfindlich auf die Anzahl gespeicherter/übertragener GPS-Positionen pro Tag bei solarbetriebenen GPS-Sendern auswirken kann, wurde die wie oben beschriebene berechnete monatliche Flugaktivität entsprechend korrigiert. Insbesondere wurde sie mit einem Faktor normiert, der auf der mittleren Anzahl an Sonnenstunden pro Monat in Deutschland basiert (der damit sowohl den Effekt der Tageslänge als auch den der direkten Sonneneinstrahlung beinhaltet). Dabei wurde jeder wie oben beschrieben ermittelte Monats-Flugaktivitätswert durch den jeweiligen Anteil an maximalen Sonnenstunden dividiert (basierend auf mitteleuropäischen Klimamitteln des Deutschen Wetterdienstes, maximaler Referenzwert: Juli). Eine Umrechnung in absolute Flugzeiten erfolgte hier nicht, da die Analyse auf relativen Aktivitätsmustern basiert und die Anzahl der pro Individuum verfügbaren Punkte jeweils normiert wird. Absolute Flugzeiten können jedoch aus den tagesphänologischen Analysen (s. Kap. 2.5) berechnet werden.

Diese Korrektur stellt einen pragmatischen, datenökonomischen Kompromiss dar: Sie berücksichtigt den zentralen Einfluss der solarabhängigen Energieversorgung auf die Anzahl gespeicherter/gesendeter GPS-Positionen pro Tag, ohne auf detaillierte (oft strukturell heterogene) Loggerdaten angewiesen zu sein. Im Kontext der Fachgespräche mit artspezifischen Expertinnen und Experten wurde dieser Ansatz vorgestellt und als geeignet befunden.

Die vorgestellte Methode kann jedoch durch unterschiedliche Sachverhalte verzerrte Ergebnisse liefern, bspw. durch Brutabbrüche, regionale Unterschiede in den Brutzeiträumen, nicht ausbalanciertes Geschlechterverhältnis, Nestwechsel, Todesfälle, jahreszeitlich variierende Flugaktivität oder nur phasenweise verfügbare GPS-Daten. Sie ist daher als grob approximativ (und nur qualitativ, nicht quantitativ) zu betrachten und dient daher nicht der detaillierten Analyse der monatlichen

Flugaktivität im Home-Range, sondern ausschließlich einer Identifizierung der für das RKR-Modell relevanten Monate.

Die Methode wurde anhand der verfügbaren Rotmilan-Daten (vgl. MERCKER ET AL. 2023, 2024a) validiert. Es wurden im Ergebnis genau diejenigen Monate selektiert (März-September), die auch zuvor aus naturschutzfachlichen Gesichtspunkten für das RKR-Modell dieser Art identifiziert worden waren (vgl. z. B. BDEW 2021; MERCKER ET AL. 2024a). Zudem sei hervorgehoben, dass diese Methode nicht notwendigerweise die Anzahl selektierter Monate *a priori* beschränkt: bei einer gleichmäßigen Nutzung über das gesamte Jahr würden alle Monate als relevant selektiert werden (wie es tatsächlich für den Seeadler der Fall ist, wenn man neben den Flug- auch die Ruhepositionen mit einbezieht).

Wir gehen zusammenfassend davon aus, dass diese Methode trotz möglicher Verzerrungen einen standardisierten und derzeit bestmöglichen Ansatz dafür liefert, die für das RKR-Modell relevanten Monate zu selektieren.

2.4 Erstellung und Analyse der Habitatnutzungsmodelle

2.4.1 Variablenselektion und finale Modellauswahl und -erstellung

Das Habitatnutzungsmodell prognostiziert die relative Nutzung verschiedener Habitate/Landnutzungstypen im Flug durch Brutvögel zur Brutzeit unter zusätzlicher Berücksichtigung des Abstands zum Brutplatz. Dieses Modell wurde, wie unter MERCKER ET AL. (2023, 2024a) beschrieben, für die zusätzlichen Arten über die jeweils artspezifisch vorliegenden GPS-Trackingdaten angepasst (vgl. Kap. 2.1), die bzgl. der Regularität und zeitlichen Taktung zuvor einer Selektion/Qualitätskontrolle bzw. Datenaufbereitung unterzogen wurden (weitere Details sind in MERCKER ET AL. 2023, 2024a gegeben). Hinsichtlich der GPS-Trackingdaten wurden die „integrated step selection method“ (iSSM)-basierten Methoden (AVGAR ET AL. 2016; MERCKER ET AL. 2021) art- und individuenspezifisch so angepasst, dass sie der unterschiedlichen zeitlichen Taktung der Sender/Individuen optimal Rechnung trugen (vgl. STEINKAMP ET AL., 2025). Diese Vorgehensweise war im Kontext der Rotmilan-Analysen (vgl. MERCKER ET AL. 2023, 2024a) nicht entscheidend, da es sich dort ganz überwiegend um Daten basierend auf modernen Sendern mit hoher Taktung handelte, sodass die zeitliche Auflösung der Daten für alle Individuen auf eine optimale Frequenz homogenisiert werden konnte.

Das Habitatnutzungsmodell ist Teil des Raumnutzungsmodells (welches wiederum Teil des RKR-Modells ist), wobei das Raumnutzungsmodell neben der Habitatnutzung auch die u. U. habitatabhängige Flughöhenverteilung und Aspekte des WEA-Ausweichverhalten zusätzlich in eine 3D-Raumnutzungsprognose integriert (MERCKER ET AL. 2023, 2024a). Die im Folgenden dargestellten Abschnitte sind in ganz ähnlicher Weise in STEINKAMP ET AL. (2025) zu finden, in dessen Rahmen das Habitatnutzungsmodell an den Wespenbussard bereits angepasst wurde.

Bzgl. der artspezifischen Variablenselektion wurde analog verfahren, wie unter MERCKER ET AL. (2024a) im Detail für den Rotmilan beschrieben (vgl. dort Kap. 2.1.2.1). Zusammengefasst wurden dafür bestehende statistische Selektionsmethoden angepasst, um moderne Verfahren wie LASSO (TIBSHIRANI 1996, 1997) und Elastic Net (ZOU & HASTIE 2005) mit additiver Modellierung (HASTIE & TIBSHIRANI 1990; WOOD 2017) und iSSM-Methoden (AVGAR *et al.* 2016; MERCKER *et al.* 2021) zu verknüpfen. Diese Kombination aus modernen Verfahren bietet gegenüber schrittweisen

Selektionsmethoden (WHITTINGHAM *et al.* 2006) diverse statistische Vorteile (weitere Details sind in MERCKER ET AL. 2023, 2024a gegeben). Dabei wurde vor der Selektionsanalyse der Satz der im Kontext des Rotmilans untersuchten > 4.000 Varianten von Landnutzungsvariablen sowohl örtlich von Deutschland und Österreich auf die gesamte EU ausgedehnt, als auch um eine Reihe unterschiedlicher für die betrachteten Arten potenziell relevanter Variablen ergänzt (u. a. Art der Gewässer, Häufigkeit der Bewirtschaftungsereignisse, differenziertere Baumtypenbetrachtungen und Barrierewirkungen betreffend – vgl. Kap. 2.1.3). Es sei angemerkt, dass in diesen Variablen (analog zu MERCKER ET AL. 2024a) auch eine Vielzahl an windparkbezogenen Variablen enthalten war, um etwaige Effekte einer Macro-Avoidance zu detektieren/zu messen.

Basierend auf den artspezifisch selektierten Landnutzungsvariablen wurde in einem zweiten Schritt separat für jede Art das Habitatnutzungsmodell für die Prognose der konstellations- und artspezifischen Habitatnutzung angepasst. Stark zusammengefasst definiert sich das Habitatnutzungsmodell über die folgende Modellstruktur, die in vielfacher Hinsicht bereits optimiert und validiert/plausibilisiert wurde (MERCKER ET AL. 2024a):

- die hierarchische Datenstruktur bzgl. der unterschiedenen Individuen wird bei der Analyse berücksichtigt;
- die der Brutdistanz zuzuordnenden Regressionssplines (DE BOOR 1978) werden basierend auf „integrated step selection methods“ (iSSMs –AVGAR *et al.* 2016 MERCKER *et al.* 2021) ermittelt, bei denen die Dummy-Punkte gleichmäßig im 10 km-Umfeld des Brutplatzes verteilt wurden. Die Anzahl und Lage der Stützstellen der Splines wird hierbei artspezifisch optimiert;
- die Effekte der Landnutzungsparameter werden über iSSMs abgeschätzt, deren Dummy-Punkte gemäß den Bewegungsparametern der Vögel (Standard-iSSM-Framework – AVGAR *et al.* 2016; MERCKER *et al.* 2021) gewählt wurden;
- es werden in den finalen Habitatnutzungsmodellen die durch LASSO/Elastic Net favorisierten 20 wichtigsten Landnutzungsvariablen betrachtet, zzgl. der o. g. Splines zur Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz vom Brutplatz.

Diese in MERCKER ET AL. (2024a) als optimal ermittelte Vorgehensweise bei der Wahl der Dummy-Punkte für die Brutdistanz vs. denjenigen für Habitatpräferenzen (s. o.) wurde kürzlich durch die Arbeit von FLORKO ET AL. (2025) weiter gestützt und wahrscheinlichkeitstheoretisch begründet (vgl. dort die vorgeschlagenen Ansätze für Fragestellungen auf der Skala des Home-Ranges vs. solchen auf kleineren Skalen wie der Habitatselektion).

Zur Bewertung verschiedener Varianten des potenziellen finalen Habitatnutzungsmodells für die im Rahmen dieser Studie betrachteten Arten (außer des Wespenbussards, der bereits in STEINKAMP ET AL. 2025 analysiert wurde), wurden analog zu MERCKER *et al.* (2024a) und STEINKAMP ET AL. (2025) verschiedene rechnerische Vergleiche zwischen prognostizierter und realer Raumnutzung durchgeführt, also durchschnittliche Fehler zwischen Prognose und Realdaten quantifiziert.

Insbesondere wurde die Prognosekapazität der Modelle anhand der Summe der kleinsten Quadrate zwischen realer und prognostizierter Habitatnutzung ermittelt. Der mittlere Fehler zwischen realer und prognostizierter Habitatnutzung wurde zudem sowohl basierend auf der Anzahl der vorhandenen Trackingpunkte pro Brutvogel-Brutjahr-Kombination als auch sigmoidal fallend von Trackingpunkten aus gewichtet, um den verzerrenden Einfluss geringer oder fragmentierter GPS-Daten zu verringern.

Als Referenzdaten („Realdaten“) dienten diejenigen Vogel-Trackingdaten, die bereits für den Modellfit genutzt wurden; externe Daten standen hierfür (im Gegensatz zu der Vorgehensweise beim Rotmilan – vgl. MERCKER ET AL. 2024a) nicht zur Verfügung, da alle verfügbaren Daten in die finalen Analysen integriert wurden. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass es sich bzgl. der Bewertung verschiedener Modellvarianten basierend auf den mittleren Fehlern methodisch nicht um einen Zirkelschluss handelt, sondern um eine datenbasierte Modelloptimierung (MERCKER ET AL. 2024a), da es sich bei der Variablenselektion via LASSO/Elastic Net und der anschließenden Erstellung der Prognosemodelle nicht um Prozesse mit gleicher Zielsetzung handelte, die sich gegenseitig bestätigen. Stattdessen wurden verschiedene Modellparameter schrittweise optimiert, deren Wahl nicht *a priori* feststand. Dazu gehörten unter anderem die Selektion der relevanten Anzahl an Prädiktorvariablen für das finale Prognosemodell, sowie die mögliche Entfernung kollinearere Variablen. Nichtsdestotrotz besteht insbesondere im zweiten Schritt prinzipiell die Gefahr von „Overfitting“, da beide Prozesse auf denselben Datensätzen beruhen. Dieses Problem wird von uns jedoch als vernachlässigbar eingestuft, da im Kontext der Raumnutzungsprognose im Vergleich zu den o. g. Realdaten letztere nur einen Bruchteil derjenigen Datenmenge ausmachten, mit denen das für die Prognose genutzte Modell trainiert wurde. Mit anderen Worten: Die Regressionsparameter des Prognosemodells werden nur zu maximal wenigen Prozent von denjenigen Daten beeinflusst, mit denen die Prognosen in jedem betrachteten Einzelfall (Vogel-Brutsaison-Kombination) verglichen werden.

Im Rahmen der Modellbewertung erfolgte abschließend eine visuelle Überprüfung der Übereinstimmung zwischen prognostizierter und realer Raumnutzung auf unterschiedlichen Skalen; sämtliche Ergebnisse zu den artspezifischen finalen Habitatnutzungsmodellen wurden darüber hinaus gemeinsam mit Expertinnen und Experten der jeweiligen Brutvogelart plausibilisiert.

2.4.2 Habitatnutzung vs. derzeitige abstands-basierte Annahmen

Um eine Abschätzung bzgl. der Verbesserung der RKR-Habitatnutzungsprognose im Vergleich zu bisherigen Abstandsvorgaben des §45b Anlage 1 Abs. 1 BNatSchG zu erlangen, wurde der (wie oben beschrieben berechnete) Fehler zwischen Modell und Realdaten – analog zur Vorgehensweise wie in MERCKER ET AL. (2024a) – für verschiedene Methoden verglichen. Insbesondere wurden die Prognosen des RKR-Modells mit einem Ansatz verglichen, welcher sich hinsichtlich der angenommenen Vogeldichten an den artspezifischen gesetzlichen Vorgaben bzgl. des Nahbereichs, des zentralen und des erweiterten Prüfbereiches orientiert und darüber zirkuläre kontinuierliche Dichten vorhersagt („konzentrischer Ansatz“, weitere Details sind in MERCKER ET AL. (2024a) gegeben; vgl. dort Kap. 2.1.2.2).

Diese vergleichende Vorgehensweise ist zwar ein Indikator für die artspezifische Vorhersageverbesserung, es sei aber deutlich angemerkt, dass die entsprechenden Ergebnisse aus methodischen Gründen in vielerlei Hinsicht mit Vorsicht interpretiert werden müssen.

- Erstens, da die Abstandsvorgaben im BNatSchG streng genommen kein Dichtemodell repräsentieren, sondern nur kritische Abstände liefern sollen. Die Abstände sind somit ursprünglich nicht für die Vorhersage von zirkulären, kontinuierlichen Dichten gedacht, sondern idealisiert (kreisförmig) aus Aktionsräumen von Vögeln abgeleitete Abstände zur Operationalisierung des Tötungsverbotes.

- Zweitens, da es sich bei der Vorgehensweise um einen partiellen Zirkelschluss handelt: wenn der Fehler zwischen realer Raumnutzung und Prognose bzgl. einer spezifischen Individuum-Brutsaison-Kombination ermittelt wurde, beeinflussten diese Realdaten gleichzeitig auch (wenn auch zu einem sehr geringen Anteil von höchstens wenigen Prozent) die zuvor für das RKR-Prognosemodell abgeschätzten Regressionsparameter und damit die Prognosen selbst. Eine „Leave-one-out Kreuzvalidierungsstrategie“ war zum einen im zeitlichen Rahmen des Projektes aufgrund der dafür erforderlichen Rechendauer nicht umzusetzen, zum anderen wurde diese Problematik aufgrund des geringen Anteils an zirkulärer Information als vernachlässigbar eingeschätzt bzw. als verhältnismäßig klein zu anderen möglichen Verzerrungen, die zu einer Unterschätzung der Prognoseleistung des RKR-Modells gegenüber des konzentrischen Ansatzes führen (s. unten).
- Drittens, da die Fehlerdifferenz zwischen beiden Methoden in hohem Maße von der Fragmentierung der GPS-Trackingdaten abhängt; je lokaler bzw. fragmentierter GPS-Trackingdaten gegeben sind, desto verzerrter fällt der flächige Vergleich zu kontinuierlichen Prognosen aus. Insbesondere gilt: je spezialisierter eine Brutvogelart hinsichtlich des Habitats ist und je fragmentierter die GPS-Daten sind (z. B. beim Wespenbussard: starke Waldgebundenheit in Kombination mit grober zeitlicher Taktung der Sender), desto häufiger finden sich in den Realdaten örtliche Pixel, die zwar in der Realität genutzt, aber nicht über die GPS-Punkte angezeigt werden. Diese „falschen Nullen“ in den Realdaten können dazu führen, dass der lokale quadrierte Fehler für das RKR-Modell (welches an den Orten mit falschen Nullen korrekt hohe lokale Dichten vorhersagt) u. U. deutlich gegenüber flächigen/zirkulären Modellen überschätzt wird. Dies ist auch der Grund dafür, dass sich die aufgrund von zu geringen Daten (bspw. hinsichtlich der zeitlichen Auflösung) im Zuge der Habitatpräferenzanalyse zuvor entfernten GPS-Daten nicht als unabhängiger Testdatensatz eignen.

Trotz der genannten Einschränkungen halten wir es für sinnvoll und vertretbar, die beschriebenen Fehlerschätzungen zu präsentieren und zu diskutieren. Erstens ermöglichen diese Vergleiche eine transparente und nachvollziehbare Einschätzung der relativen Leistungsfähigkeit des RKR-Prognoseansatzes gegenüber den zirkulären, abstandsorientierten Vorgaben des BNatSchG. Zweitens ist aus den oben erläuterten Gründen davon auszugehen, dass die dargestellten Fehlerschätzungen als konservative Bewertung zu interpretieren sind: Der geringe Anteil zirkulärer Information führt nur zu einer minimalen Unterschätzung des RKR-Fehlers, während die oftmals starke Fragmentierung der GPS-Daten und die damit verbundenen falschen Nullen tendenziell zu einer deutlichen Überschätzung des RKR-Fehlers im direkten Vergleich mit lokal konstanten, zirkulären Modellen führen. Die Netto-Wirkung beider Verzerrungen spricht daher dafür, dass die tatsächliche prognostische Kapazität des RKR-Modells gegenüber dem konzentrischen Ansatz größer ist als in den vorliegenden Auswertungen sichtbar wird. Die präsentierten Differenzen können somit als konservative Einschätzungen der tatsächlichen Leistungsverbesserung betrachtet werden. Da die Fehlerschätzungen jedoch – wie oben erläutert – stark vom Fragmentierungsgrad der GPS-Daten abhängen, sind sie nicht quantitativ zwischen den verschiedenen Arten vergleichbar: Zeigt sich bei einer Art eine scheinbar geringere Verbesserung als bei einer anderen, kann dies eher den unterschiedlichen Fragmentierungsgraden der verfügbaren GPS-Daten als tatsächlichen artspezifischen Unterschieden in der Modelleleistung entsprechen.

Abschließend sei angemerkt, dass es sich bei diesen Vergleichen nicht um das Messen einer für das RKR-Modell kritischen Komponente geht, sondern nur um stark approximative Einschätzungen

dazu, ob die RKR-Landnutzungsprognose eine Verbesserung gegenüber bisherigen (zirkulären) gesetzlichen Abstandsannahmen darstellt – so wie es bereits für den Rotmilan in Mercker et al. (2024a) durchgeführt und präsentiert wurde (vgl. dort Kap. 2.1.3). In Mercker et al. (2024a) erwiesen sich diese Vergleiche jedoch als quantitativ belastbarer (und nicht als u. U. konservative Schätzung), da für die Validierung sehr umfangreiche, dichte, unabhängige und interpolierte GPS-Trackingdaten herangezogen werden konnten.

2.4.3 Regionale Unterschiede in den artspezifischen Habitatpräferenzen

Im Kontext der mit den RKR-Habitatmodellen (und -prognosen) assoziierten Unsicherheiten müssen, wie eingangs beschrieben, zwei qualitativ unterschiedliche Aspekte berücksichtigt werden: (1) diejenigen Unsicherheiten, die (separat für die Daten jedes Individuums) aufgrund von Stochastizität in den GPS-Trackingdaten mit der Schätzung der einzelnen Regressionsparameter verknüpft sind („Schätzunsicherheit“ – direkt über die Größe der mit den finalen Kollisionsrisiken assoziierten Schätzunsicherheiten reflektiert – vgl. Kap. 2.8) und (2) diejenigen Unsicherheiten, die daraus resultieren, dass die Stichprobe der untersuchten Individuen nicht repräsentativ sein kann („örtlicher Bias“). So könnten bspw. die Habitatpräferenzen weniger Individuen aus einer bestimmten Region mit hoher Messgenauigkeit (also kleiner Schätzunsicherheit) bestimmt werden, die darauf basierenden Prognosen der Habitatnutzung für Individuen anderer Regionen jedoch verzerrt sein, wenn die Habitatpräferenzen dieser Art dort andere sind – eine Unsicherheit, die über die Fehlerbalken der Regressionskoeffizienten (und damit auch über die mit den finalen Kollisionsrisiken assoziierten Schätzunsicherheiten) i. d. R. nicht reflektiert wird. Diese mit der Repräsentativität assoziierten Unsicherheiten können daher nicht direkt von den Modellen detektiert werden und erfordern daher spezifische visuelle und statistische Tests.

Im Kontext der Studie von MERCKER ET AL. (2024a) wurde daher exemplarisch für den Rotmilan gezeigt, dass die wie oben beschrieben gemessenen Habitatpräferenzen qualitativ und quantitativ nicht in höherem Maße von der jeweiligen Großregion in Deutschland abhängig sind. Eine analoge Robustheit des Modells bzgl. der Region wurde für den Wespenbussard in STEINKAMP ET AL. (2025) gezeigt. Es sei explizit darauf hingewiesen, dass diese überregionale Robustheit der Habitatpräferenzen nicht bedeutet, dass sich die Raumnutzung nicht regional (bzw. lokal) in hohem Maße unterscheiden bzw. systematisch ändern kann. Dies ist jedoch i. d. R. nicht das Resultat unterschiedlicher Habitatpräferenzen, sondern resultiert aus regionalen/lokalen Unterschieden in der Habitatverfügbarkeit und wird daher vom RKR-Modell korrekt berücksichtigt.

In den bisherigen Analysen wurde „Großregion“ artspezifisch über vier verschiedene Quadranten definiert, die so gelegt wurden, dass sie sich in der Mitte sämtlicher für diese Art verfügbare GPS-Daten im Umfeld des Brutplatzes trafen (vgl. MERCKER ET AL. 2024a, dort Abbildung 9). Mit anderen Worten hängt hier die Lage der Quadranten in hohem Maße davon ab, aus welchen Regionen artspezifische Trackingdaten zur Verfügung standen. Da es sich hierbei um mathematisch/statistisch motivierte Definitionen von Großregionen handelt, und nicht um ökologisch motivierte Regionen, wurden in der vorliegenden Studie für alle Arten die o. g. Robustheitsanalysen sowohl basierend auf den wie oben definierten Quadranten durchgeführt, aber zudem auch basierend auf den biogeografischen Regionen, wie sie von der European Environment Agency definiert sind (vgl. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/maps-and-charts/biogeographical-regions-in-europe-2>).

Um über die visuelle Prüfung, wie in MERCKER ET AL. (2024a) präsentiert, hinauszugehen und strikt quantitativ zu untersuchen, wie repräsentativ die finalen Habitatnutzungsmodelle sind, wurde daher zudem ein deskriptives Maß entwickelt (im Folgenden mit „Relative interregionale Divergenz“ (RID) bezeichnet), um für jede Art zu bewerten, wie stark sich die (zuvor z-standardisierten) Regressionskoeffizienten zwischen geographischen Großregionen unterscheiden – unter expliziter Berücksichtigung der jeweiligen Schätzunsicherheit. Die z-Standardisierung der Regressionskoeffizienten (separat für jede Art-Region-Kombination und angewandt auf die lineare Skala) ermöglicht einen besseren Vergleich der Effektstärken über Variablen und Regionen hinweg, da sie alle Werte auf eine einheitliche Skala ohne ursprüngliche Einheit bringt, und es im Kontext des RKR-Modells primär auf relative Unterschiede in der Habitatpräferenz ankommt; deren absolute Werte sind hingegen u. a. von regionalen GPS-Datendichten und -eigenschaften beeinflusst (vgl. auch Interpretationshilfe in Kap. 3.3.1).

Ziel war es, ein Maß zu konstruieren, das regionale Unterschiede in den geschätzten Effekten abbildet, relativ zur erwartbaren Streuung (letzteres repräsentiert durch die parameterspezifischen Konfidenzintervalle) und somit robuste regionale Präferenzen von stochastischer Schwankung zu unterscheiden. Das entwickelte Maß basiert dabei auf einer Effektgrößenlogik, wie sie etwa aus der standardisierten Mittelwertsdifferenz (Cohen's d – vgl. COHEN 1969; FIELD ET AL. 2012) oder aus explorativen Heterogenitätsmaßen in der Metaanalyse (z. B. I^2 nach HIGGINS ET AL. 2003) bekannt ist. Für jede Regressionsvariable wird dafür zunächst die mittlere paarweise Differenz der standardisierten Mittelwerte zwischen Regionen berechnet. Diese wird ins Verhältnis zur mittleren Breite der Konfidenzintervalle (95 %) gesetzt, die als Maß für die modellbedingte Unsicherheit dient. Um numerisch instabile Werte bei sehr kleinen Unsicherheitsintervallen zu vermeiden (z. B. durch Division nahe Null), wurde im Nenner ein kleiner Stabilisierungswert ($\epsilon = 0.1$) addiert. Die so berechneten art- und variablenspezifischen Werte werden anschließend für jede Art gemittelt, um ein artspezifisches Gesamtmaß der regionalen Divergenz zu erhalten.

Dieses Maß ist in seiner Konstruktion funktional vergleichbar mit einem explorativen Signifikanzindikator: Es prüft, ob die mittleren Unterschiede zwischen Regionen im Verhältnis zur Unsicherheitsbreite auffällig groß sind. Dies ist angelehnt an die etablierte Faustregel, nach der zwei Mittelwerte dann als signifikant unterschiedlich gelten, wenn sich ihre 95 %-Konfidenzintervalle nicht überlappen (CUMMING & FINCH 2005; CUMMING ET AL. 2007). Ein Wert nahe null zeigt an, dass sich die Mittelwerte zwischen Regionen nur geringfügig unterscheiden – oder dass sie sich weitgehend innerhalb der typischen Schätzunsicherheit bewegen. Werte im Bereich von 0,5 bis 1,0 deuten auf moderate Unterschiede hin, die jedoch noch mit höherer Wahrscheinlichkeit im Rahmen zufälliger Schwankungen liegen könnten. Ein Wert über 1,0 bedeutet, dass die beobachteten Unterschiede im Mittel größer sind als die typische Unsicherheit – und daher potenziell auf systematische, reproduzierbare regionale Unterschiede hindeuten, ein Wert von $> 1,5$ deutet auf stärkere systematische Unterschiede zwischen den Regionen hin.

Der kritische Schwellenwert von 1,0 ergibt sich aus der Konstruktion des Maßes: Er entspricht dem Punkt, an dem die beobachtete, mittlere regionale Differenz die durchschnittliche Breite der Konfidenzintervalle übersteigt. Damit wird 1,0 zu einem sinnvollen Referenzwert, oberhalb dessen regionale Unterschiede als auffällig und robust im Vergleich zur Modellunsicherheit interpretiert werden können. Diese explorative Herangehensweise ermöglicht eine differenzierte Bewertung regionaler Stabilität und Heterogenität von Modellergebnissen. Das entwickelte Maß dient dabei nicht der formalen Inferenz, sondern der vergleichenden Einschätzung raumbezogener Reproduzierbarkeit zwischen Arten.

2.5 Analyse der Tagesphänologie

Analog zur Vorgehensweise gemäß MERCKER ET AL. (2023) erfolgte die Analyse des im Tagesverlauf variierenden Anteils fliegender vs. ruhender/schreitender Positionen unter Verwendung geeigneter Regressionsmodelle, angewendet auf zeitlich regularisierte artspezifische Trackingdaten. Als Verbesserung der Methoden wie in MERCKER ET AL. (2023) präsentiert, wurden (1) mittels *a priori* Regressionsgewichten die Ergebnisse hinsichtlich des Anteils von Männchen vs. Weibchen ausbalanciert (sodass die Ergebnisse das mittlere Verhalten zwischen beiden Geschlechtern repräsentieren), und (2) die Vogel-ID als „Random Factor“ mitberücksichtigt, sodass am Ende logistische additive gemischte Regressionsmodelle (GAMMs) (BOLKER ET AL. 2008; ZUUR ET AL. 2009; WOOD 2017) angewendet wurden.

2.6 Analyse der Flughöhenverteilung

Für die Bestimmung der Flughöhe stehen technisch zwei verschiedene Arten von Höhenmessung zur Verfügung: GPS-Höhe und Barometerhöhe. Bei der GPS-Höhe unterscheidet man wiederum in hochfrequente Daten (oft im Sekundenintervall gegeben) und Daten mit höheren Zeitabständen im Bereich weniger Minuten oder sogar Stunden. Dabei weisen üblicherweise hochfrequente Daten den geringsten Messfehler auf, gefolgt von kalibrierten (Luftdruck, Temperatur, Eichung) Barometerdaten und nachfolgend dann GPS-Daten mit geringerer Datenfrequenz. Daher wurden ausschließlich Sekundendaten für die Bestimmung der Flughöhenverteilung herangezogen.

Aktuelle Forschungsergebnisse z.B. zur „Deconvolution“ der Überlagerung der wahren Flughöhenverteilung mit lokalen Messfehlern sowie zu der Einbindung der Wind- sowie Fluggeschwindigkeit in die Barometerkalibrierung lassen erwarten, dass in naher Zukunft die Genauigkeit von kalibrierten Barometerdaten mit GPS-Sekundendaten gleichziehen kann und so auch für Arten mit geringem Gewicht und daher leichteren Sendern, eine vergleichbar qualitative Auswertung der Flughöhenverteilung möglich sein wird (z. B. im Hinblick auf die Anwendung bei Korn- und Wiesenweihe). Aufgrund der guten Datenlage im Bereich der hochfrequenten GPS-Daten der in dieser Studie untersuchten Arten, war die Einbindung aktueller noch nicht umfassend validierter Methoden zur Aufbereitung von Barometerdaten für diese Studie noch nicht erforderlich bzw. zielführend. Die Analyse der habitatabhängigen und -unabhängigen artspezifischen Flughöhenverteilung erfolgte daher vollständig analog zu der Vorgehensweise wie unter MERCKER ET AL. (2024a) beschrieben.

2.7 Analyse des Ausweichverhaltens

Im Rahmen der Analyse der Meso- und Micro-Avoidance wurden GPS-, Laser-Rangefinder (LRF)- und Kameradaten aus dem unmittelbaren Umfeld von WEA verwendet. Eine Übersicht der Datensituation ist in Tabelle 3 gegeben. Die Qualitätssicherung erfolgte analog zur Vorgehensweise wie in MERCKER ET AL. (2024a) beschrieben (dort Kap. 2.3). U. a. wurde bzgl. der Analyse der Micro-Avoidance jeder Flug durch die Rotorkugel separat bzgl. des Verlaufs seiner Einzelpunkte auf Plausibilität im 3D-Raum überprüft und zudem Mindestwerte für die benötigte zeitliche Auflösung angesetzt. Alle unplausiblen Flüge bzw. Punkte (wie Ausreißer im kontinuierlichen Flugverlauf) wurden entfernt. Im Kontext der Analyse der Meso-Avoidance wurden ebenfalls Flüge mit Unregelmäßigkeiten oder Unplausibilitäten in den Daten (z. B. Senden von nahezu identischen

„Doppelpunkten“ mit < 1 Sekunde Abstand bei ansonsten für die Analysen unzureichender zeitlicher Auflösung von > 15 Minuten) vor der Analyse entfernt.

Zudem wurden detaillierte Metadaten zu den WEA integriert, insbesondere zu den räumlichen und zeitlichen anlagenspezifischen Parametern wie zeitaufgelöste Rotorausrichtung, Nabenhöhe und Rotordurchmesser. Motiviert durch die starken Ähnlichkeiten in Morphologie und Ökologie des Rot- und des Schwarzmilans wurde zudem der Frage nachgegangen, ob die Daten des Schwarzmilans hinsichtlich der Analyse des Ausweichverhaltens um WEA-nahe GPS-Daten des Rotmilans sinnvoll ergänzt werden können. Dies könnte auch aus der Perspektive sinnvoll sein, dass beide Arten im Kontext von Kamera- und LRF-Erfassungen u. U. nicht immer zuverlässig unterschieden werden können. Weiterführende Analysen zeigten, dass sowohl Meso- als auch Micro-Avoidance in hohem Maße ähnlich zwischen beiden Arten und deren Unterschied nicht signifikant war. Darauf basierend wurde entschieden, die Daten für die Analyse des Ausweichverhaltens für den Schwarzmilan zusammenzuführen. Die Analysen des Ausweichverhaltens aller anderen Arten sind strikt artspezifisch durchgeführt worden, da zwischen diesen Arten u. E. keine ausreichenden ökologischen und morphologischen Ähnlichkeiten bestehen.

Im Rahmen dieser Studie bezieht sich der „Risikobereich“ in Kontext der Micro-Avoidance auf denjenigen Teil des Luftraums innerhalb der Rotorsphäre der WEA (d. h. eine Kugel mit einem Radius entsprechend der Rotorblattlänge um den Mittelpunkt des Rotors), in welchem Vögel einem akuten Kollisionsrisiko ausgesetzt sind. Er umfasst sowohl den Raum der direkt von den Rotorblättern überstrichen wird, als auch einen Puffer, der durch die spezifische Morphologie der Vögel bestimmt wird (vgl. BDEW 2021; MERCKER ET AL. 2024a). Dieser Puffer berücksichtigt die Möglichkeit, dass selbst ein teilweises Eindringen – beispielsweise, wenn eine Flügelspitze in den vom Rotor erfassten Bereich gelangt – zu einer Kollision führen kann. Für die Operationalisierung wird der Risikobereich als vertikaler Zylinder mit einem Radius in Höhe der Rotorblattlänge approximiert. Die Tiefe dieses Zylinders umfasst die mittlere Rotorblatttiefe (angepasst an einen Neigungswinkel von 15° – vgl. Mercker et al. 2024a) plus die durchschnittliche Körpergröße des Vogels, letzteres berechnet aus Körperlänge und Flügelspannweite. Für eine weitere Plausibilisierung dieser Betrachtungen vgl. BDEW (2021, hier S. 26) und MERCKER ET AL. (2024a, hier Textbox 2). Die Risikobereiche wurden für jede WEA separat berechnet, wobei sowohl die Ausrichtung des WEA-Rotors im Moment der Querung durch den Vogel als auch der horizontale Versatz des Rotors gegenüber der Position des WEA-Turms berücksichtigt wurden.

Um das Ausweichverhalten zu quantifizieren, wurden maßstabsbezogene relative Aufenthaltszeiten („Präsenz“) definiert, die auf der normalisierten Vogelaktivität innerhalb relevanter räumlicher Zonen basieren: Die Micro-Avoidance wurde (vollständig analog zur Vorgehensweise wie in MERCKER ET AL. 2024a) aus dem Anteil der Präsenz innerhalb des „Risikobereichs“ im Verhältnis zur Präsenz innerhalb der gesamten „Rotorsphäre“ abgeleitet (rel_{micro}). Die Meso-Avoidance (rel_{meso}) wurde analog aus der relativen Präsenz innerhalb der Rotorsphäre im Vergleich zur Präsenz innerhalb eines größeren Luftraumvolumens um die WEA herum (6 Rotorradien – „erweitertes Referenzvolumen“) abgeleitet. Diese Wahl dieses Radius basiert darauf, dass sich verschiedene Vögel (einschließlich des Rotmilans) im Zuge der Meso-Avoidance innerhalb dieser Entfernung umverteilen – inklusive der verminderten Dichte im Gefahrenbereich, aber auch einer entsprechend erhöhten Dichte im Umfeld (HULL & MUIR 2013; MERCKER ET AL. 2023). Um hinsichtlich der Meso-Avoidance Verzerrungen durch eingeschränkte Detektionswahrscheinlichkeiten zu vermeiden, wurden LRF-Daten vor deren Analyse vollständig entfernt. Hinsichtlich der Kameradaten wurden die Referenzvolumina (s. o.) hinsichtlich der Kamera- und WEA-spezifischen

Erfassungswahrscheinlichkeiten korrigiert. Insbesondere wurden nur diejenigen Bereiche des 3D-Raums in die Volumenbetrachtung mit einbezogen, die von mindestens einer der zwei Kameras erfasst werden konnten. Als Grundlage diente hier ein von SÖREN GREULE (OekoFor) zur Verfügung gestellter gebietsspezifischer Datensatz zur 3D-Einsehbarkeit der beiden Kameras.

Die methodische Abweichung zur Bestimmung der Meso-Avoidance verglichen zu der Vorgehensweise in MERCKER ET AL. (2023) (vgl. dort Kap. 3.1.3) liegt darin begründet, dass damalige Analysen (auch von Avoidance-Effekten außerhalb der Rotorkugel) auch der Fragestellung dienten, ob sich die Meso-Avoidance Effekte neben benachbarten WEA deutlich überschneiden. Da dieser Frage im Zuge der vorliegenden Studie nicht mehr nachgegangen werden muss, stellt die oben beschriebene, angepasste Vorgehensweise ein einheitliches Vorgehen dar (da konzeptionell analog zur Vorgehensweise bei der Micro-Avoidance), ist robuster (da weniger komplex) und vermutlich unverzerrter (da Aufenthaltszeiten und nicht Flugwege betrachtet werden, und somit etwaige Geschwindigkeitsänderungen im Rotorumfeld auch implizit berücksichtigt werden).

Eine Macro-Avoidance oder -Attraktion (d. h. die Vermeidung oder Attraktion von ganzen Windparks) wurde (analog zu MERCKER ET AL. 2024a) im Zuge der Habitatselektion untersucht (vgl. Kap. 2.4.1).

Die gemessene Präsenz pro Flug und WEA innerhalb der oben genannten räumlichen Zonen wurde sowohl um das Volumen der entsprechenden Zone als auch um die vertikale artspezifische Raumnutzung (Flughöhenverteilung, vgl. Kap. 3.8) korrigiert, indem die Aufenthaltsdauer durch das nutzungsgewichtete Volumen der jeweiligen Zone dividiert wurde (s. u.).

Im Resultat weisen niedrigere Werte von $rel_{micro/meso}$ auf eine stärkere Vermeidung hin, d. h. eine unverhältnismäßig geringe Präsenz in Zonen mit erhöhtem Kollisionsrisiko. Zur leichteren Interpretation wird die Avoidance über $avoidance = (1 - rel_{micro/meso})$ ausgedrückt, sodass Werte näher an 1 eine stärkere Vermeidung und Werte nahe 0 eine schwache Vermeidung der WEA (bzw. des Risikobereichs) darstellen.

Im Falle der Micro-Avoidance stellt sich das zusätzliche Problem, dass örtliche Messungenauigkeiten der Vogelbewegung zu einer starken Unterschätzung des Ausweichverhaltens führen können: Da der Risikobereich nur wenige Meter tief ist, können räumliche Messfehler die gemessenen Micro-Avoidance erheblich verzerren, da diese Fehler und die Tiefe des Risikobereichs in derselben Größenordnung liegen. Für die Schätzung der Meso-Avoidance gehen wir hingegen davon aus, dass räumliche Fehler vernachlässigbar sind, da hier eine deutliche Größenordnungstrennung zwischen den Fehlern und den betrachteten Dimensionen der räumlichen Zonen besteht. Analog zu MERCKER ET AL. (2024a) wurde deshalb eine simulationsbasierter Korrekturfaktor entwickelt und angewendet (vgl. Abbildung 1). Insbesondere wurde zur Schätzung dieses Fehlers eine dreidimensionale Punktverteilungen der Vogelpositionen innerhalb einer 3D-Rotorkugel simuliert, wobei eine Reihe von simulierten/vorgegebenen Ausweichraten (60–90 %) auf der Grundlage von N=310 Simulationen von jeweils 1.000 zufällig ausgewählten Flugpositionen verwendet wurden, was zu einer entsprechenden räumlichen Verschiebung dieser Punkte innerhalb der Rotorkugel („Ausweichen“ des Risikobereichs) führte. Der durchschnittliche Rotorradius und die durchschnittliche Tiefe der Risikozone wurden direkt aus dem empirischen Datensatz für die Parametrisierung dieser Simulation extrahiert. Um räumliche Messfehler nachzuahmen, wurde den Raumkoordinaten jedes simulierten Flugpunkts ein Gaußsches Rauschen hinzugefügt. Die Standardabweichung dieser Rauschverteilungen wurde so gewählt, dass der resultierende mittlere 3D-Positionsfehler (3D-Euklidischer

Abstand zwischen tatsächlichem und ersetztem Punkt) 3,5 Meter betrug (weiter unten plausibilisiert). Für jede Simulationsstichprobe separat schätzten wir anschließend die scheinbare (d. h., verzerrte/unterschätzte) Micro-Avoidance (Definitionen siehe oben) nach der oben beschriebenen Fehleraddition mit den dafür angepassten Regressionsmethoden (s. u.). Basierend auf dem gesamten Datensatz der simulierten Werte wurde dann ein Generalisiertes Additives Modell (GAM – ANTOINE ET AL. 2002; WOOD 2017) mit einer Gaußschen Fehlerverteilung an die Beziehung zwischen der tatsächlichen Micro-Avoidance (vorgegebener Eingabeparameter in Simulationen) und der gemessenen Micro-Avoidance (gemessene Ausgabe aus Simulationen) angepasst. Das angepasste GAM („Korrektur-GAM“) ermöglichte es schließlich, empirisch gemessene Micro-Avoidance (d. h. basierend auf realen Daten) um die durch örtliche Fehler verursachte Verzerrung zu korrigieren.

Für die abschließende Korrektur der realen Daten wurden in einem ersten Schritt mittels eines geeigneten bayesschen Regressionsframeworks die artspezifischen Mittelwerte der Micro-Avoidance basierend auf den beobachteten Realdaten geschätzt. Dabei wurde ein bayessches Modell einem frequentistischen Ansatz vorgezogen, weil sowohl in der Literatur argumentiert wird (SCHOOT & MIOČEVIĆ 2020) als auch durch eigene Simulationen bestätigt wurde, dass bayessche Methoden in datenarmen Situationen oft unverzerrtere Mittelwertsschätzungen liefern. Im Rahmen der Analyse wurden schwach informative (Standard-)Priors verwendet; dadurch wird eine gewisse Regularisierung („Shrinkage“) erreicht, ohne aber starke Vorannahmen einzubringen. Anhand dieser Werte und auf der Grundlage des Korrektur-GAMs wurden darauf basierend die entsprechenden unverzerrten artspezifischen Micro-Avoidance Werte vorhergesagt. In einem letzten Schritt teilten wir die abhängige Variable der (realen) Rohdaten durch einen Korrekturfaktor derart, dass der unverzerrte Wert nach Anwendung der eines GAMs mit Tweedie-Zufallsverteilung erhalten wurde. Diese Zufallsverteilung ist insbesondere dafür geeignet, positive möglicherweise überdispensierte Zahlen mit einem Mittelwert nahe Null zu beschreiben (GOSH & ROY 1984; KOKONENDJI ET AL. 2004).

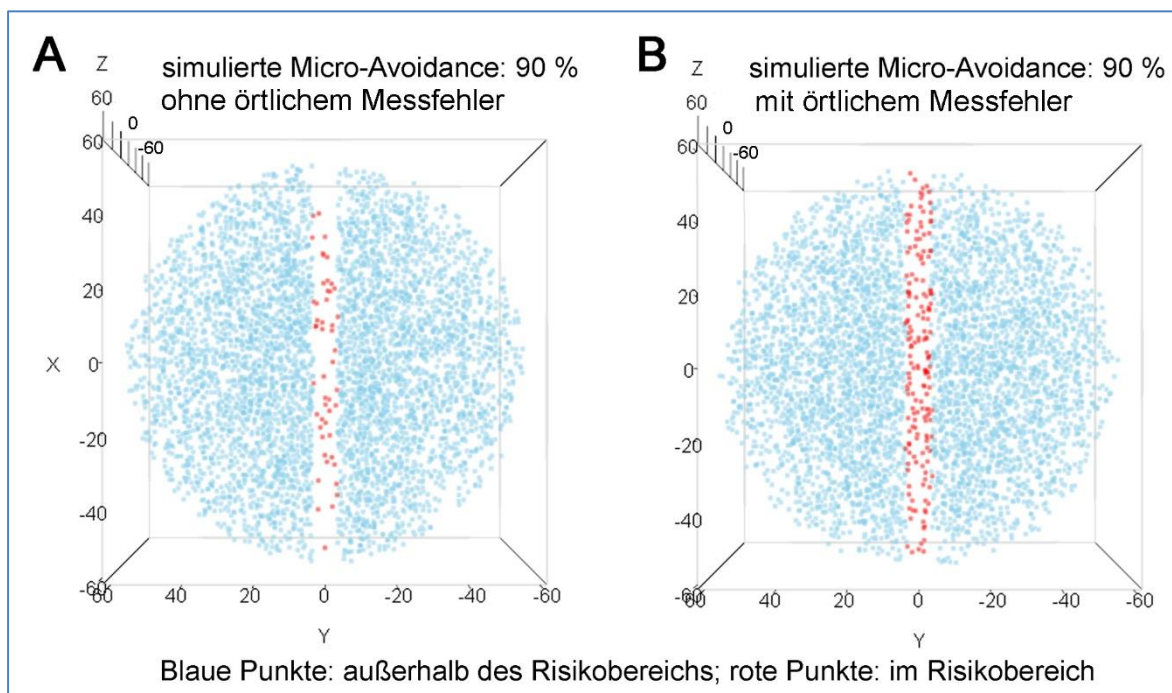


Abbildung 1: Simulierte Vogelpunkte in der 3D WEA-Rotorkugel (Aufsicht senkrecht zur Rotorebene) ohne (A) vs. mit (B) örtlichem Messfehler.

Der oben verwendete Wert bzgl. des örtlichen Fehlers von 3,5 m im 3D-Raum spiegelt weitgehend die empirische Genauigkeit von Hochfrequenz-GPS-Loggern (1–3 Sekunden Intervalle) wider, die bei großen Greifvögeln und Störchen eingesetzt werden, und entspricht den Leistungsbenchmarks moderner Ortungsgeräte unter Freiluftbedingungen. Tatsächlich wurden die folgenden Fehler in der Literatur zitiert: Im Durchschnitt betrug die beste erwartete Auflösung 2011 geschätzt 5 m (BRIDGE ET AL. 2011), eine Genauigkeit von 3 m wurde von SAFI ET AL. (2013) angegeben, und räumliche Fehler < 3 m sowohl in der horizontalen Position als auch in der Höhe wurden kürzlich in SCHAUB ET AL. (2020) auf der Grundlage von 3-Sekunden-Tracking-Daten gemeldet. Nimmt man die Werte von SCHAUB ET AL. (2020) als modernste Schätzung für hochfrequente GPS-Daten, führt eine leicht konservative Schätzung von 2 m Fehler in jeder Achse (x, y und z) zu einem 3D-Euklidischen-Abstandswert von $3,464 \approx 3,5$ m, der im Folgenden verwendet wird. Wir gehen von einem Fehler ähnlicher Größenordnung im Falle von Kameradaten aus, was der Einschätzung der Experten (SÖREN GREULE, OekoFor) entspricht. Im Falle der LRF-Daten könnte der Fehler allerdings deutlich höher liegen, was zu einer stärkeren Unterschätzung des Ausweichverhaltens und darüber zu einem stärkeren Korrekturfaktor führen könnte. Da die LRF-Daten jedoch nur mit wenigen Messungen bzw. Flügen in die Analysen der vorliegenden Studie einfließen und in allen Fällen der Risikobereich vollständig gemieden wurde (also eine Micro-Avoidance von 100 %), hätte eine stärkere Korrektur keine praktischen Auswirkungen und kann daher vernachlässigt werden.

Um der Tatsache Rechnung zu tragen, dass Vögel den vertikalen Luftraum nicht gleichmäßig nutzen, haben wir – wie oben angemerkt – alle volumetrischen Zeitmessungen unter Verwendung eines nutzungsgewichteten Volumenansatzes korrigiert. Diese Korrektur wurde auf alle o. g. dreidimensionalen räumlichen Zonen angewendet, die für die Ausweichmetrik relevant waren – einschließlich der Rotorsphäre der WEA, des Risikobereichs und des erweiterten Referenzvolumens (Sphäre mit 6-fachem Rotorradius, die durch den Boden abgeschnitten wird). Die Daten zur vertikalen Flugaktivität wurden direkt aus den Ergebnissen des Kap. 3.8 übernommen. Insbesondere wurden die entsprechenden Flughöhen-Histogramme in einem ersten Schritt mit kontinuierlichen Dichtefunktionen interpoliert. Die ursprünglichen Werte wurden skaliert, um eine korrekte Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion zu erhalten, wobei das Integral über den gesamten Bereich gleich 1 ist. Für jede betrachtete WEA und jede oben genannte räumliche Zone wurden dann diese vertikalen Nutzungsfunktionen über die Höhenbegrenzungen der Zone integriert (z. B. für die Rotorsphäre von der Nabenhöhe minus Rotorradius bis zur Nabenhöhe plus Rotorradius). Dieses Integral, das den Anteil der gesamten vertikalen Nutzung innerhalb der Höhenspanne darstellt, wurde dann mit dem geometrischen Volumen der Zone multipliziert. Das Ergebnis ist ein nutzungsgewichtetes Volumen, das nicht nur die Größe des Luftraums widerspiegelt, sondern auch, wie intensiv Vögel ihn wo nutzen. Dies ist insbesondere für die große (abgeschnittene) Kugel (erweitertes Referenzvolumen) ein wichtiger Aspekt, da sie einen deutlichen Teil des Luftraums umfasst, der von dieser Art selten (in großen Höhen) oder nie (unterhalb der Erdoberfläche) genutzt wird, was die Vermeidungsschätzungen verzerren würde. Durch Division der beobachteten Zeitwerte durch diese nutzungsgewichteten Volumina wurden somit normalisierte Präsenzwerte für jede Zone abgeleitet. Dies ermöglichte einen unverzerrten Vergleich der Vogelaktivität über WEA und Zonen hinweg, die sich in Nabenhöhe, Rotorgröße oder Konfiguration unterscheiden.

2.8 Quantifizierung der Schätzunsicherheiten

Die Quantifizierung der Varianz (und damit eine Abschätzung der Schätzunsicherheiten) bzgl. der final ermittelten Kollisionsrisiken erfolgte weitestgehend analog wie unter MERCKER ET AL. (2024a)

beschrieben. Insbesondere wurden hierfür sämtliche art- und parameterspezifische Schätzunsicherheiten (bspw. bzgl. der Habitatpräferenzen, Flughöhenverteilung oder der unterschiedlichen Ausweichverhalten) mittels geeigneter Resampling-Verfahren in Verbindung mit einer großen Anzahl an berechnete Fallbeispielen in die Schätzunsicherheiten der final berechneten Kollisionsrisiken überführt. Dabei wurden lokale/externe Effekte eliminiert, indem für jede einzigartige WEA-Brutplatz-Kombination nach dem unten beschriebenen Vorgehen 30 Resamples berechnet wurden und diese Werte anschließend durch die Originalprognose geteilt wurden. Auf diesem Wege wird ausschließlich diejenige Varianz abgebildet, die auf den modellintrinsic Schätzunsicherheiten beruht – nicht aber die, die bspw. durch lokale Habitat- und Abstandseffekte erzeugt wird. Als Basis für diese Berechnungen dienten reale verfügbaren Brutplatzdaten je Art im Zusammenspiel mit 50 virtuellen WEA je Brutplatz in 1-6 km Distanz. Je Art wurden so > 4.000 Kollisionsrisikowerte berechnet. Anhand von kleineren simulierten und berechneten Stichproben wurde zudem nachträglich geprüft, dass das Hinzunehmen von Distanzen von 0,1-1,0 km zu in hohem Maße vergleichbaren Ergebnissen führte. Die Betrachtung von realen WEA im Zusammenspiel mit den (realen) Brutplätzen war aufgrund der stark limitierten Anzahl an realen Brutplatz-WEA-Kombinationen nicht möglich.

2.9 Weitere Validierungen des Modells mit externen Daten („Dürr-Liste“)

Für die Validierung der RKR-Prognosen mit externen Kollisionsdaten wurde die sog. „Dürr-Liste“ (DÜRR 2025) der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt Brandenburg verwendet – eine seit vielen Jahren mit großem Einsatz gepflegte Datensammlung zu WEA-Vogelschlagopfern. Die Einträge der Dürr-Liste beruhen überwiegend auf Zufallsfunden, freiwilligen Meldungen sowie Daten aus einzelnen Monitoring-Projekten an WEA. Da systematische Totfundsuchen bislang nur an wenigen WEA stattfinden, ist die Datenbasis räumlich und zeitlich stark verzerrt und bildet lediglich einen Ausschnitt der tatsächlichen Mortalität ab (LANGGEMACH ET AL. 2023).

Insbesondere wurden zwei verschiedenen Ansätze zur weiteren Validierung der RKR-Prognosen entwickelt und angewendet:

Der erste entwickelte Ansatz fokussiert sich darauf, zu untersuchen, ob artspezifische mittlere Unterschiede im Kollisionsrisiko korrekt vom RKR-Modell abgebildet werden. Dafür wurden sämtliche als „Vermutliche Todesursache = Rotorschlag“ klassifizierten Funde (mit vollständigen und numerischen Angaben zum Fundort) der behandelten Arten aus Brandenburg selektiert und deren Gesamtfundzahl (der letzten 5, 10 und 15 Jahre) mit jüngsten Populationszahlen aus Brandenburg (<https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Dokumentation-Voegel-Windkraft.pdf>) ins Verhältnis gesetzt. Hieraus ergibt sich ein Faktor, der die WEA-Vogelschlagsensitivität der verschiedenen Arten grob darlegt. Aus diesem artspezifischen Faktor kann zum einen eine Reihenfolge der Kollisionsgefährdung der verschiedenen Arten abgeleitet und mit den mittleren prognostizierten artspezifischen Kollisionsrisiken des RKR-Modells verglichen werden, zum anderen können die Faktoren unterschiedlicher Arten zueinander ins Verhältnis gesetzt werden, sodass auch quantitative Vergleiche zu den Prognosen des RKR-Modells möglich sind.

Der zweite Ansatz beschäftigt sich mit der Fragestellung, ob das RKR-Modell für diejenigen WEA, an denen Vogelschlagopfer gefunden wurden (im Folgenden mit „Datensatz 1“ bezeichnet), auch tatsächlich ein erhöhtes Vogelschlagrisiko prognostiziert, verglichen zu Referenz-WEA aus derselben Region und demselben Zeitraum (im Folgenden mit „Datensatz 2“ bezeichnet). Die Validierung

wurde hier exemplarisch anhand des Seeadlers durchgeführt, da sich nach Gesprächen mit Expertinnen und Experten zur möglichen Validierung mittels Dürr-Liste herausstellte, dass diese Art eine Kombination von Vorteilen für diese Analysen zeigt, nämlich (a) ausreichende Schlagopferzahlen (nach Mäusebussard und Rotmilan die dritthäufigste Art in der Dürr-Liste), (b) eine einfache Auffindbarkeit / hohe Meldewahrscheinlichkeit nach Vogelschlagereignis aufgrund von Größe und Bekanntheit/Schutzstatus und (c) die Existenz flächendeckender und in einheitlichem Format verfügbaren Brutinformationen für diese Art aus ganz Brandenburg für viele Jahre.

Insbesondere wurden für die Erstellung des Datensatzes 1 wieder alle Brandenburg-Daten aus der Dürr-Liste extrahiert und verwendet, die als „Vermutliche Todesursache = Rotorschlag“ klassifiziert waren sowie vollständige und numerische Angaben zum Fundort im WGS84-Koordinatensystem beinhalteten. Zudem wurden die Funddaten auf diejenigen Jahre eingeschränkt, für die flächendeckende Brutinformationen aus Brandenburg zur Verfügung standen (2000-2025). Im Anschluss wurden für jeden Fundort (in der Annahme, dass die entsprechende WEA – deren Koordinaten nicht direkt gegeben waren – in unmittelbarer Nähe verortet war) die Seeadler-Brutplätze im 10 km Umkreis des entsprechenden Jahres bestimmt und für jeden Brutplatz das Vogelschlagrisiko an der betrachteten WEA mit Hilfe des RKR-Modells prognostiziert. Um weitere Einblicke in die Gültigkeit der RKR-Modellprognosen auch für Jungvögel zu erhalten bzw. eine Robustheit der Ergebnisse zu gewährleisten, wurden insgesamt vier verschiedene Varianten des Datensatzes 1 erzeugt:

- (A) eine Einschränkung der Kollisionsopfer auf nur adulte Vögel,
- (B) eine Berechnung inklusive nicht-adulter Vögel,
- (C) ein Aufsummieren aller Kollisionsrisiken/Brutplätze pro betrachteter WEA für den final ausgewerteten Datensatz 1, sodass die Anzahl der Zeilen der Anzahl der betrachteten Vogelschlagopfer entspricht und
- (D) ein separates Betrachten jeder WEA-Brutplatz-Kombination, sodass die Anzahl der Zeilen der Anzahl der betrachteten Vogelschlagopfer-Brutplatz-Kombinationen entspricht.

Die Unterscheidung von (C) zu (D) ist dadurch motiviert, dass die Vorgehensweise in (C) allein durch die Tatsache, dass im Durchschnitt mehr Brutplätze in der Nähe von WEA mit gefundenen Kollisionsopfern liegen könnten, zu einem erhöhten (aufsummierten) RKR-Kollisionsrisiko führen würde, was streng genommen nicht ein Qualitätsmerkmal des RKR-Modells selbst widerspiegeln muss, sondern die Lage der WEA relativ zu den Seeadler-Brutplätzen. Aus dieser Perspektive stellt die Vorgehensweise (D) eine deutlich konservativere Schätzung der Performance des RKR-Modells dar.

Für die Erstellung des Datensatzes 2 diente der WEA-Datensatz von MANSKE ET AL. (2022) als Basis, eine in hohem Maße validierte Sammlung der Standorte und Informationen zu WEA in Deutschland. Hier wurden als Referenz > 150 WEA zufällig aus Brandenburg ausgewählt, worauf darauf geachtet wurde, dass die Zusammensetzung der betrachteten Kalenderjahre derjenigen aus dem jeweiligen Datensatz 1 entspricht. Dies vermeidet etwaige Verzerrungen dadurch, dass sich mittlere WEA-Dimensionen (und dadurch auch artspezifische Kollisionsrisiken) über die Jahre kontinuierlich ändern – ein Aspekt, der in beiden Datensätzen (Datensatz 1 und Datensatz 2) möglichst vergleichbar sein sollte. Nach Selektion dieser WEA war die Vorgehensweise vollständig analog zu dem oben für Datensatz 1 beschriebenen Vorgehen, inklusive der vier Varianten (A)-(D) des Datensatzes.

Wir möchten herausheben, dass an den WEA des Datensatzes 2 u. U. auch unentdeckte Seeadler-Kollisionen stattgefunden haben, da Kollisionsopfersuchen nicht flächendeckend und dauerhaft durchgeführt werden – was bei der Interpretation unbedingt berücksichtigt werden muss. Eine

Einbindung von Projektinformationen zu systematischen Kadaversuchen (und damit eine mögliche Auswahl an „echt-negativen WEA“ als Referenz) war zum einen im Zeitrahmen des Projektes nicht möglich, zum anderen gäbe es u. U. nicht genügend entsprechende Projekte, die hinsichtlich der zu betrachtenden Kalenderjahre die o. g. Kriterien erfüllen.

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

3.1 Bewegungsgeschwindigkeiten und abgeleitete Flugpositionen

Die artspezifischen Histogramme für die Unterscheidung der Flugpositionen von Schreit- oder Sitzpositionen sind in Abbildung 2 dargestellt. Sie zeigen im hohen Maße die qualitativ erwartete bimodale Form: Ein am linken Rand gelegenes Maximum („Schreit-/Ruhe-Modalwert“) ist mit denjenigen GPS-Positionen assoziiert, die Ruhe oder langsame Bewegung repräsentieren, und ein rechts davon gelegenes Maximum („Flug-Modalwert“) mit solchen, die Flugaktivität repräsentieren.

Für den **Seeadler** liegt der berechnete Flug-Modalwert bei etwa 42 km/h, was sehr gut zu bisherigen publizierten Fluggeschwindigkeiten dieser Art passt, nämlich 47 km/h (BRUDERER & BOLDT 2001), 40-45 km/h in PENNYCUICK (2001) sowie 50 km/h in MEKUN (2024). Insbesondere muss bei diesen Vergleichen zwischen dem Flug-Modalwert und den mittleren Fluggeschwindigkeiten (hier und im Folgenden) berücksichtigt werden, dass die mittleren Fluggeschwindigkeiten i. d. R. aufgrund der Rechtsschiefe der Verteilungen etwas größer als der Modalwert zu erwarten sind. Der Grenzwert zur Unterscheidung zwischen Ruhe/langsamer Bewegung und Fluggeschehen (vgl. Erläuterungen in Kap. 2.2) wurde für diese Art (basierend auf Abbildung 2) auf 6 km/h gesetzt.

Für den **Weißstorch** liegt der hier berechnete Flug-Modalwert bei etwa 38 km/h. Bzgl. dieser Art gibt es drei verschiedene Berechnungen in BRUDERER & BOLDT (2001) (die sich auf unterschiedliche Verhaltensweisen und Messmethoden beziehen), nämlich etwa 49 km/h, etwa 33 km/h sowie etwa 46 km/h. In MEKUN (2024) wurden etwa 42 km/h ermittelt. Für diese Art wurde der Grenzwert zur Unterscheidung zwischen Ruhe/langsamer Bewegung und Fluggeschehen basierend auf Abbildung 2 auf 10 km/h gesetzt (analog zu LÓPEZ-CALDERÓN ET AL. 2023) – vgl. auch Erläuterungen in Kap. 2.2 für den Fall, dass das Minimum bei > 10 km/h liegt.

Bezogen auf den **Wespenbussard** liegt der aus Abbildung 2 ersichtliche Flug-Modalwert bei etwa 32 km/h; der in MEKUN (2024) ermittelte Mittelwert liegt auch für diese Art mit 39 km/h erwartungsgemäß höher; auch weitere Studien zeigen Werte, die für diese Art im Mittel bei 30-35 km/h liegen, bis hin zu 43 km/h unter guten Flugbedingungen (LESHEM & YOM-TOV 1996; VANSTEELANT ET AL. 2015, 2017a; b). Für diese Art wurde der Grenzwert zur Unterscheidung zwischen Ruhe/langsamer Bewegung und Fluggeschehen ebenfalls auf 10 km/h gesetzt (auch hier, vgl. Erläuterungen in Kap. 2.2 für den Fall, dass das Minimum bei > 10 km/h liegt).

Bzgl. des **Schwarzmilans** ermitteln wir im Rahmen der vorliegenden Studie einen Flug-Modalwert der bei etwa 25 km/h liegt. In den Studien zum Prüfrahen gemäß MEKUN (2024) wurde auch hier, wie erwartet, mit knapp 34 km/h, ein höherer Wert berechnet; weitere Studien kommen im Mittel auf etwa 36 km/h (MEYER ET AL. 2000; SANTOS ET AL. 2020). Für diese Art setzen wir einen Grenzwert (ruhen/langsame Bewegung vs. fliegen) von 6,5 km/h an.

Alle verwendeten bzw. ermittelten Grenzwerte zur artspezifischen Unterscheidung zwischen Flug- von Schreit- oder Sitzpositionen wurden im Rahmen der verschiedenen Online-Gespräche mit den Expertinnen und Experten dieser Vogelarten als plausibel betrachtet.

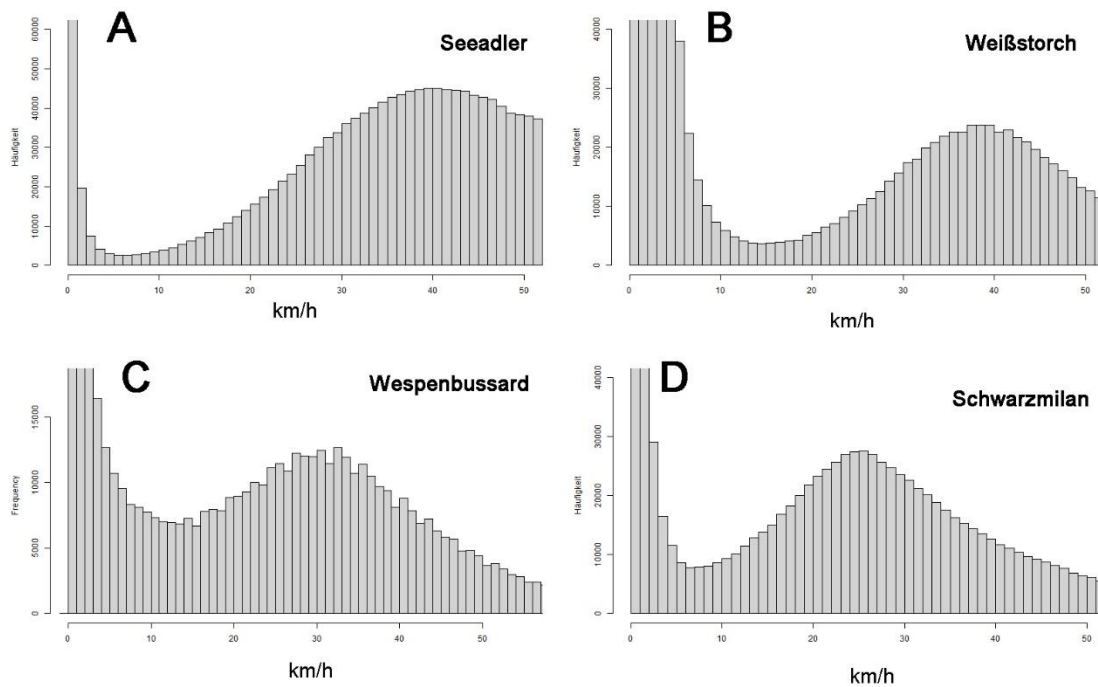


Abbildung 2: Histogramme der artspezifischen Bewegungsgeschwindigkeiten (x-Achse). Deren Häufigkeit (y-Achse) wurde artspezifisch so angepasst, dass das bimodale Muster (sitzen vs. fliegen) gut sichtbar wird.

3.2 Bestimmung der relevanten Monate

Die Ergebnisse zur empirischen Ermittlung der für das RKR-Modell relevanten Monate findet sich in Abbildung 3. Als zusätzlicher Validierungsschritt wurde diese Ermittlung zuerst für den **Rotmilan** durchgeführt (Abbildung 3 A), die ermittelten Monate März bis September decken sich genau mit denjenigen Monaten, die bisher für diese Art als relevanter Zeitraum im Brutgebiet eingestuft wurden (vgl. z. B. BDEW 2021; Mercker et al. 2023, 2024a). Zudem ist dieser Zeitraum für die Art plausibel, da Rotmilane ab März aus den Winterquartieren zurückkehren, im April brüten, die Jungen bis Juli aufziehen und i. d. R. erst im Spätsommer abziehen; sie bleiben oft bis im September im Brutgebiet (PFEIFFER & MEYBURG 2009; GARCÍA-MACÍA ET AL. 2022a).

Für den **Seeadler** (Abbildung 3 B) wird ein deutlich längerer Zeitraum ermittelt, namentlich März-November. Dies deckt sich damit, dass adulte/brütende Seeadler in Deutschland Standvögel sind (KRONE ET AL. 2013), die Eiablage im Mittel Anfang März stattfindet und der Schlupf etwa Mitte April (Krone 2025, pers. Komm.). Auch wenn eine direkte Vergleichbarkeit nicht gegeben ist, stimmt die von uns ermittelte Jahresphänologie (zur Flugaktivität im Home-Range) überwiegend mit den Beobachtungen des Territorialverhaltens dieser Art überein, mit einem Maximum im Frühjahr und einem Minimum im Dezember – nebst einer deutlichen Differenz zwischen beiden Extremwerten (KRONE ET AL. 2013). Ein Unterschied zwischen den Ergebnissen beider Studien ist jedoch dadurch gegeben, dass in unseren Analysen auch noch im Januar/Februar ein niedriges Level an Aktivität beobachtet wird (das dann ab März sprunghaft anstieg), wohingegen die Ergebnisse von KRONE ET AL. (2013) bereits ab Januar eine hohe Aktivität im Home-Range verzeichnen und keinen starken Sprung zwischen Februar und März. Der von uns ermittelte starke Sprung zwischen Februar und März wurden auch von den Expertinnen und Experten im Kontext der Fachgespräche als unerwartet erachtet. Diese Differenz zwischen unseren Ergebnissen und bspw. den Beobachtungen in Krone et

al. (2013) für Deutschland kann dadurch begründet sein, dass zwei unterschiedliche Maße erhoben und miteinander verglichen werden: während in der vorliegenden Studie das Flugverhalten im Home-Range quantifiziert wird, wird in KRONE ET AL. (2013) das Territorialverhalten in der Luft aber auch am Boden quantifiziert. Insbesondere die ersten Monate des Jahres sind für Seeadler durch Nestbau und -reparatur dominiert, was zwar die Präsenz in Nestnähe zur Folge hat, aber u. a. ein deutlich reduziertes Flugverhalten. Zudem unterscheiden sich sowohl Stichprobengrößen (4 vs. 15 Individuen) als auch betrachtete Regionen (Nordostdeutschland vs. DE + Niederlande) deutlich zwischen beiden Studien, sodass sowohl stochastische als auch regionale Effekte eine zusätzliche Rolle spielen könnten. Weitere Einblicke könnten über geschlechtsspezifische Phänologieanalysen erzielt werden, die jedoch nicht im Fokus der vorliegenden Arbeit sind und daher nicht weiterverfolgt wurden.

Um dem unerwarteten Sprung zwischen Februar und März trotzdem weiter nachzugehen, wiederholten wir die entsprechenden Analysen unter Berücksichtigung sämtlicher GPS-Positionen, d. h., auch der Ruhe- und Schreitpositionen. Diese Analyse bestimmte sämtliche Monate des Jahres als relevant, mit einer deutlich geringeren relativen Differenz zwischen Februar und März. Diese Ergebnisse stimmen sehr gut mit der ganzjährigen Anwesenheit des Seeadlers im Umfeld des Brutplatzes überein (DEMENTAVIČIUS & AND TREINYS 2009; KRONE ET AL. 2013) und legen nahe, dass die hier angewendete Methode das jahreszeitliche (bzw. verhaltensabhängige) Flugverhalten korrekt quantifiziert. Insbesondere kann ein Hauptgrund für die in den Wintermonaten deutlich verringerte Flugaktivität die Wetterbedingungen sein (LOVE 1983; BROWN & AMADON 1989).

Bzgl. des **Weißstorchs** werden die Monate Februar-September selektiert (vgl. Abbildung 3 C). Dass neben den Monaten März-September auch (knapp) der Februar ausgewählt wurde, obwohl beim Weißstorch die Rückkehr aus den Überwinterungsgebieten in der Vergangenheit meist für den März-April dokumentiert wurde (z. B. KOSICKI ET AL. 2004; VAITKUVIENE ET AL. 2015), könnte wie folgt erklärt werden: Es werden zunehmend Veränderungen im Zugverhalten dieser Art beschrieben, die auf den Einfluss milderer Winter, veränderte Nahrungsverfügbarkeit und anthropogene Einflüsse wie Fütterung zurückzuführen sind. Studien belegen, dass immer mehr Störche nicht mehr bis nach Afrika ziehen, sondern in Südeuropa überwintern (z. B. auf Mülldeponien oder Reisanbauflächen), oder sogar ganzjährig in Deutschland verbleiben (VAITKUVIENE ET AL. 2015; ANDRADE ET AL. 2025; NABU 2025). Weißstörche sind in der Lage, ihre Zugstrategien in hohem Maße dynamisch an sich ändernde Bedingungen anpassen zu können; Ringfundanalysen und GPS-Telemetrie zeigen eine kontinuierliche Verkürzung der mittleren Zugdistanz seit den 1950er Jahren (HUŠEK ET AL. 2023). Insofern repräsentiert der als relevant eingestufte Monat Februar vermutlich die klimawandelbedingten Anpassungen des Zugverhaltens dieser Art.

Der **Schwarzmilan** ist in Mitteleuropa ein langstreckenziehender Greifvogel, der im Frühjahr aus den Überwinterungsgebieten nach Deutschland und benachbarte Länder zurückkehrt und das Brutgebiet im Hochsommer wieder verlässt (ORTLIEB 1998). Eine zweijährige GPS-Telemetrie-Untersuchung eines adulten männlichen Schwarzmilans in Deutschland (Untersuchungszeitraum Juni 2007 bis Juni 2009) zeigt, dass der Vogel bei erfolgreicher Brut etwa 4-5 Monate im Brutrevier verblieb (etwa April bis Mitte August) (MEYBURG & MEYBURG 2009). Auch eine weitere GPS-Studie zeigt, dass der Brutbeginn für diese Art Anfang bis Mitte April liegt (MAMMEN & MAMMEN 2020) und dass deren Aufenthaltszeit in Deutschland weniger als ein halbes Jahr beträgt (MEYBURG 2009). Zusammengefasst decken sich diese Studien gut mit unseren Ergebnissen der selektierten Monate April-August (vgl. Abbildung 3 D) für diese Art.

Der **Wespenbussard** ist ein Langstreckenzieher, der oft erst ab Anfang Mai in Deutschland ankommt (BIJLSMA ET AL. 2012; SVENSSON ET AL. 2023). Brut und Jungenaufzucht dauern bis August; in diesem Monat (meist in der zweiten Hälfte) findet auch der Wegzug statt (KJELLÉN 1992; MEYBURG ET AL. 2009). Auch in SCHNELL ET AL. (2022) werden die Monate Mai-August als zentrale Monate in Deutschland (in diesem Fall Hessen) für diese Art aufgeführt – diese Ergebnisse decken sich zusammengefasst sehr gut mit den im Rahmen der vorliegenden Studie ermittelten Monaten Mai-August (vgl. Abbildung 3 E) für diese Art.

Zusammengefasst stimmen die im Rahmen dieser Studie empirisch ermittelten, für das RKR-Modell relevanten Monate (d. h., diejenigen Monate mit relevanter Flugaktivität im Home-Range) in hohem Maße mit bisherigen Erkenntnissen aus der Literatur überein, wurden von den Expertinnen und Experten dieser Arten plausibilisiert und in den wenigen Punkten, in denen Skepsis herrschte, weitergehend untersucht und die entsprechenden potenziellen Unstimmigkeiten geklärt.

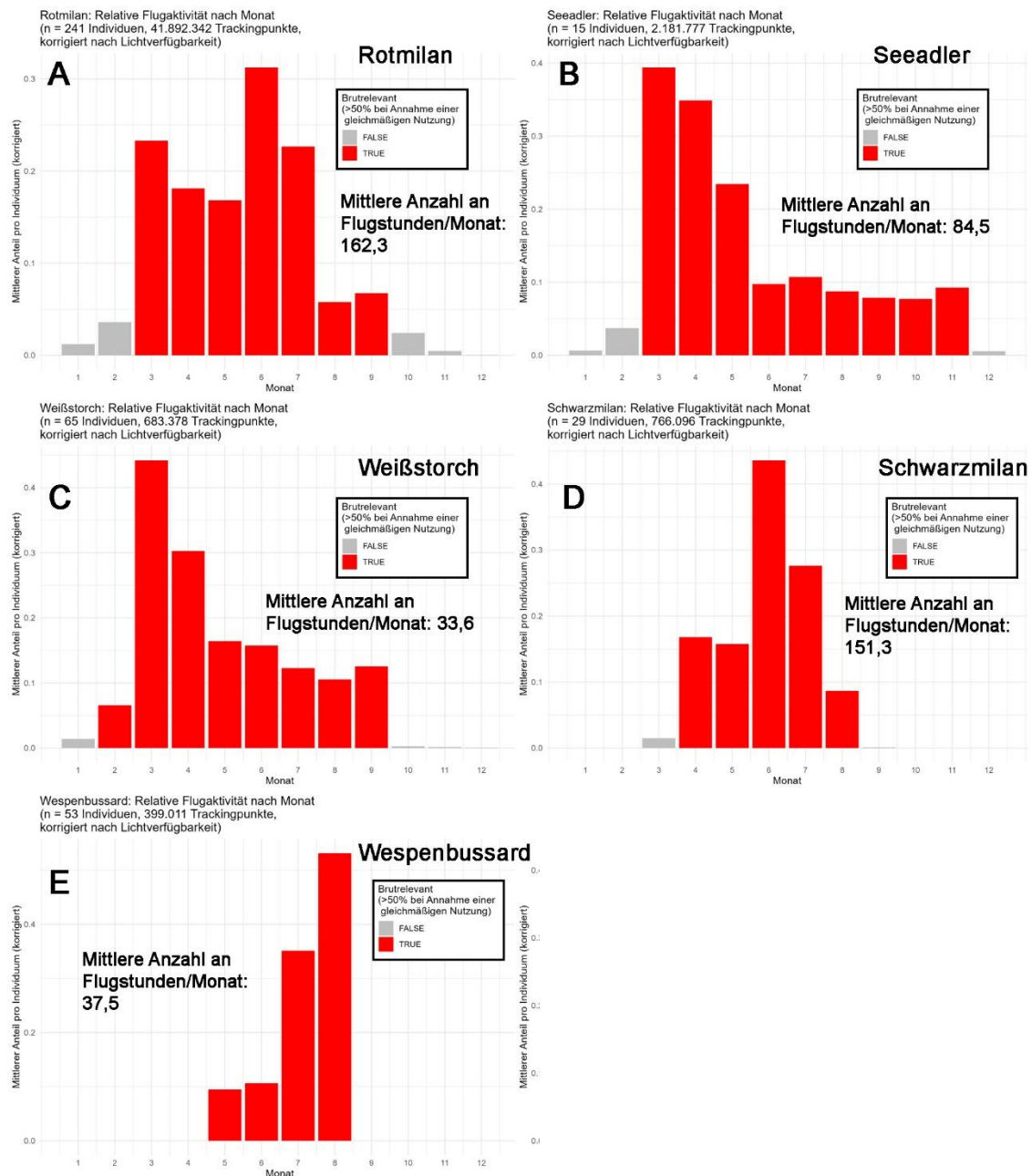


Abbildung 3: Empirische Ermittlung der für das RKR-Modell relevanten artspezifisch zu betrachtenden Monate (rote Balken) basierend auf GPS-Daten zur Flugaktivität von Brutvögeln. (A) Für den Rotmilan (für diese Art als Validierung der Methode), den Seeadler (B), den Weißstorch (C), den Wespenbussard (D) und den Schwarzmilan (E). Die y-Achse zeigt die anteilige Flugaktivität pro Jahr im 15 km Umfeld des Brutplatzes an, die x-Achse die Monate. Monate werden dann als relevant eingestuft, wenn die mittlere relative Flugaktivität mindestens 50 % desjenigen Wertes beträgt, den man bei gleichmäßiger Nutzung aller Monate erwarten würde. Die angezeigte mittlere Anzahl an Flugstunden/Monat im Home-Range (gemittelt über die artspezifisch relevanten Monate) ergibt sich aus der Analyse der Tagesphänologie (vgl. Kap. 3.4).

3.3 Erstellung und Analyse der Habitatnutzungsmodelle

3.3.1 Variablenselektion und finale Modellauswahl und -erstellung

Die visuellen Ergebnisse zur LASSO- und Elastic Net-basierten artspezifischen Modellselektion finden sich in Anhang A.2, weitere Erklärungen zu den Variablenbezeichnungen in Anhang A.1. Für alle Arten zeigt sich eine ausgesprochen hohe Robustheit der Selektionsergebnisse darin, dass sich die 70 relevantesten Variablen (ausgewählt aus über 4.000 Variablen) auf den ersten Blick kaum zwischen der LASSO- und Elastic Net-basierten Modellselektion unterscheiden lassen; die Ergebnisse beider Methoden sind in hohem Maße qualitativ und quantitativ ähnlich.

Die Ergebnisse zu den darauf basierenden, finalen artspezifischen Habitatnutzungsmodellen sind in Abbildung 4 und Abbildung 5 gezeigt; Regressionsparameter sind als schwarze Punkte dargestellt und 95%-Konfidenzintervalle als schwarze Fehlerbalken. Die dargestellten Regressionskoeffizienten auf der Response-Skala (d. h., die auf der linearen Skala geschätzten Regressionskoeffizienten wurden mit der Exponentialfunktion transformiert) zeigen die relativen Effekte der Brutplatz- und Habitatvariablen auf die modellierte Habitatnutzung. Für die Interpretation ist dabei entscheidend, dass primär die relativen Unterschiede zwischen den Variablen innerhalb der jeweiligen Variablengruppen relevant sind, nicht die absoluten Werte auf der y-Achse.

Insbesondere gilt bzgl. der Interpretation der Umwelt-/Landnutzungsvariablen:

Diese (z. B. Grasland-Dichte, Waldanteil) sind klassische Kovariablen, deren exponenzierte Koeffizienten unmittelbar als „Rate Ratios“ interpretiert werden können: der Wert von 1 steht für keinen Effekt, Werte < 1 für eine Abnahme (Meidung) und Werte > 1 für eine Zunahme (Präferenz) der relativen Nutzung mit ansteigendem Variablenwert. Die Spline-Komponenten („SP_X mit einer Zahl X zwischen 1 und 6) geben dabei an, ob es sich um Variablenversionen handelt, die besonders niedrige ($X=1$), besonders hohe ($X=6$) oder entsprechend intermediäre ($X=2,3,4,5$) Werte dieser Variable besonders stark berücksichtigen. Wie erwartet (und wie auch bereits beim Rotmilan gezeigt, vgl. MERCKER ET AL. 2024a), spielen insbesondere sehr hohe oder sehr niedrige Werte ($X=1$ oder $X=6$) von Einflussvariablen eine tragende Rolle. Einschränkend sei zu der Interpretation dieser Umwelt-/Landnutzungsvariablen hervorgehoben, dass die Interpretation einzelner Variablen oft nur eingeschränkt möglich ist, da sich erstens die plausible Landnutzung erst aus dem komplexen Zusammenspiel der verschiedenen (teilweise hinsichtlich der repräsentierten Landnutzung verwandten) Variablen ergibt. Zweitens ist nicht auszuschließen, dass Variablen regelmäßig wiederum nur ein Proxy für andere, für den Vogel zentralere Variablen sind (wie bspw. Dichten von Kleinsäugern, die uns nicht flächendeckend vorlagen und daher nicht untersucht werden konnten), was die direkte Interpretation dieser Variablen weiter erschwert. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablenamen finden sich im Anhang A.1.

Bzgl. der Interpretation der Brut-Splines gilt:

Deren Koeffizienten sind nicht direkt interpretierbar, da sie lediglich die Gewichte einzelner Basisfunktionen repräsentieren, deren Höhe stark von der Skalierung der Distanzvariablen und der Position und Anzahl der Knoten abhängt. Bereits kleine Änderungen dieser Modellparameter können die absoluten Werte und den Kurvenverlauf deutlich verschieben. Entsprechend ist eine inhaltliche Interpretation einzelner Werte kaum möglich – entscheidend ist allein die Gesamtform des Verlaufs auf der Antwort-Skala, also die relative Änderung über die Distanz. Der beobachtete gleichmäßige, monotone Abfall (beginnend nahe 1) weist auf eine stetig abnehmende Nutzung mit zunehmender

Entfernung zum Brutplatz hin. Qualitative Unterschiede im Verlauf der Brut-Splines zwischen den hier dargestellten Arten und dem Rotmilan (vgl. MERCKER ET AL. 2024a, dort Abb. 8), bei dem die Werte etwas stärker schwanken und auf der y-Achse anders positioniert sind, lassen sich methodisch erklären: In den aktuellen Modellen wurde die Anzahl und Lage der Splines artspezifisch weiter optimiert, wodurch die Überlappung und statistische Kollinearität zwischen den Basisfunktionen deutlich reduziert wurde. Dadurch entstehen stabilere, glattere Verläufe mit weniger Sprüngen zwischen den Spline-Komponenten. Dass die Brut-Splines zwischen Arten unterschiedliche Niveaus oder Steigungen aufweisen, kann neben ökologischen Ursachen auch durch Unterschiede in Datenmenge, Variablenskalierung und Modellspezifikation erklärt werden (wie im Kap. 2.4.1 beschrieben wurden Anzahl und Lage der Stützstellen der Splines artspezifisch angepasst). Solche Verschiebungen haben jedoch keinen Einfluss auf die Modellvorhersagen, sondern betreffen lediglich die grafische Darstellung.

Die Regressionsergebnisse bzgl. des **Seeadlers** sind in Abbildung 4 A und B gezeigt. Die stärksten positiven Effekte zeigen sich erwartungsgemäß bei Gewässern: hohe Dichten von Wasserflächen im 500-m-Umfeld („LU_allwater_dens_00500_Sp6“) werden deutlich bevorzugt, insbesondere dort, wo hohe Dichten an Seen („LU_lake_dens_00500_Sp6“) oder kleineren Fließgewässern („LU_river_small_dens_00500_Sp6“) auftreten. Diese ausgeprägte Bindung an wasserreiche Landschaften entspricht der bekannten Ökologie des Seeadlers, der seine Nahrung überwiegend in der Nähe von Seen, Flüssen und Feuchtgebieten erbeutet und bevorzugt in Gewässernähe brütet. Die fehlende Attraktion von großen Flüssen ist nach Gesprächen mit den artspezifischen Expertinnen und Experten entweder darauf zurückzuführen, dass dort die Störungsintensität insbesondere während der Brut-Ansiedlungsphase zu hoch ist, und/oder deutlich weniger attraktiv bzgl. der Nahrungsverfügbarkeit sind als bspw. flache Seen. Eine geringere Attraktivität an oft dicht besiedelten Flussabschnitten ist konsistent mit großräumigen Telemetryanalysen, in denen Siedlungen gemieden werden, während Gewässer und Feuchtgebiete überproportional genutzt werden (RADOVIĆ & MIKUSKA 2009; PROBST ET AL. 2024).

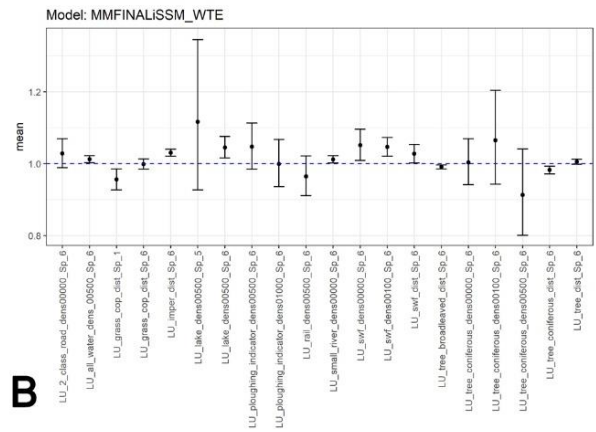
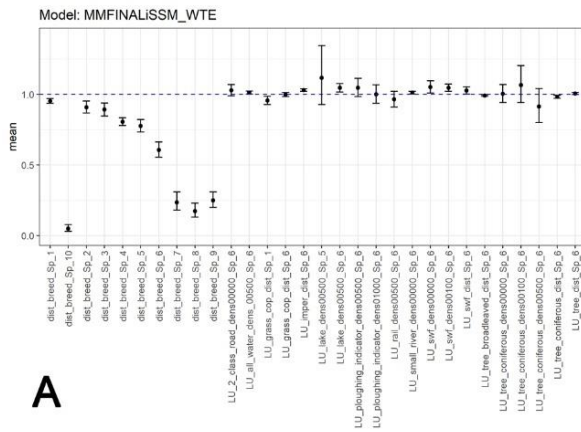
Reines Grasland („LU_grass_cop_dens_00500_Sp6“) wird dagegen gemieden, während hohe Dichten von Gebüsch, Hecken und Strauchstrukturen sowie Einzelbäume („LU_swf_dens_0000_Sp6“) deutlich bevorzugt werden. Solche halboffenen, strukturreichen Habitate bieten Deckung, Sitzwarten und Jagdmöglichkeiten – typische Elemente der von Seeadlern bevorzugten Gewässerränder. Bei den Baumvariablen zeigt sich ein klar differenziertes Muster: Zu große Distanzen zu Laub- („LU_tree_broadleaved_dist_Sp6“) und Nadelbäumen („LU_tree_coniferous_dist_Sp6“) werden gemieden, was auf die Bedeutung von Deckung und Sitzmöglichkeiten in erreichbarer Nähe hinweist. Hohe lokale Dichten von Nadelbäumen im Nahbereich („LU_tree_coniferous_dens_0000_Sp6“) wirken positiv, während zu hohe Nadelbaumanteile im weiteren Umfeld („LU_tree_coniferous_dens_00500_Sp6“) eine Meidung bewirken – vermutlich, weil eine zu dichte Bewaldung die Offenheit und Sichtbedingungen im Jagdgebiet einschränkt. Dass an dieser Stelle den Nadelbäumen ein höheres Gewicht beigemessen wird als Laubbäumen, ist den Befürchtungen der artspezifischen Expertinnen und Experten nach möglicherweise ein Artefakt dessen, dass überwiegend Seeadler in Nadelwaldreichen Regionen im Kontext dieser Studie analysiert wurden. Eine intensive Prüfung der Methoden und Ergebnisse dahingehend legt nahe, dass solche Verzerrungen nicht in höherem Maße zu befürchten sind, u. a. da die verwendeten Methoden (a) relevante Variablen auch dann zuverlässig auswählen sollten, wenn sie eine Relevanz für die betrachtete Art haben aber selten vorkommen und (b) entsprechende Variablen zu Laubwald oder der generellen Kategorie „Wald“ sowohl getestet als auch für den Seeadler selektiert wurden. Alle diese Befunde zu den Vegetations- und Wasservariablen sind in Einklang mit Beobachtungen,

wonach Seeadler strukturierte, aber nicht geschlossene Waldbereiche bevorzugen – insbesondere im Übergang zu Wasserflächen (MAY ET AL. 2013; PROBST ET AL. 2024).

Bei den anthropogenen Variablen zeigt sich ein insgesamt plausibles Muster: Eine leichte Attraktion zu überregionalen Straßen („LU_2_class_road_dens_0000_Sp6“) könnte auf deren Verlauf entlang von Flusstälern oder Seen zurückzuführen sein, die oft Leitlinien im Flug darstellen oder mit Aasvorkommen assoziiert sind. Gleichzeitig meidet der Seeadler stark versiegelte Flächen („LU_imper_dens_00500_Sp6“), selten maschinell-landwirtschaftlich genutzte Bereiche werden bevorzugt („LU_ploughing_indicator_dens_00500_Sp6“ – in Übereinstimmung mit MAY ET AL. 2013) sowie Regionen mit sehr hoher Dichte an Bahnschienen („LU_railway_dens_00500_Sp6“) gemieden. In Gesprächen mit den artspezifischen Expertinnen und Experten ergab sich, dass mit letztgenannter Variable vermutlich nicht herkömmliche Bahnschienen charakterisiert werden (die in der Tendenz aufgrund unterschiedlicher Faktoren sogar attraktiv für diese Art sein könnten), sondern um besonders hohe Dichten von Bahnlinien, also größere Bahnanlagen oder mehrspurige Trassenbündel, wie sie vor allem in städtischen oder industriell geprägten Bereichen vorkommen – also Landschaftsausschnitte, die für den Seeadler als Lebensraum wenig attraktiv sind (bspw. durch hohe anthropogene Aktivität und/oder weniger umgebenden Wald).

Insgesamt ergibt sich damit ein konsistentes ökologisches Bild: Der Seeadler bevorzugt wasserreiche, halboffene Landschaften mit ausreichender Deckung in unmittelbarer Nähe, meidet jedoch großflächig bewaldete oder stark anthropogen geprägte Räume (PROBST ET AL. 2024).

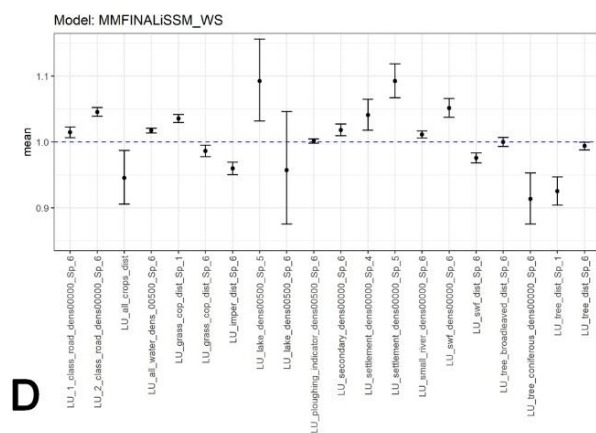
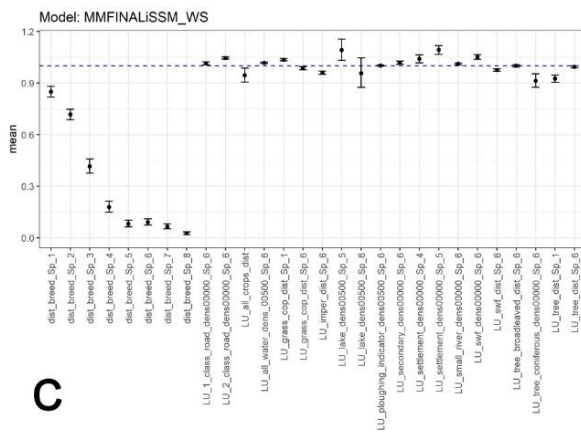
Seeadler



A

B

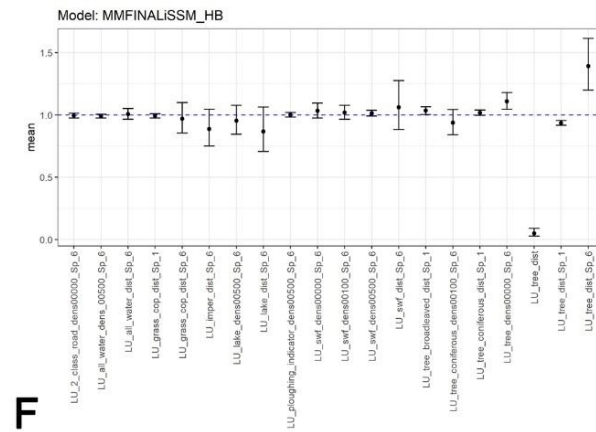
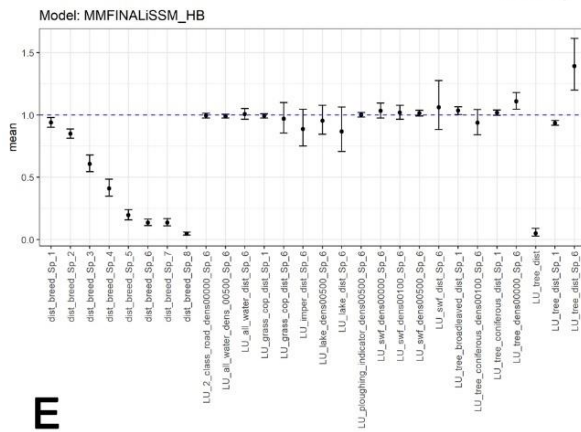
Weißstorch



C

D

Wespenbussard



E

F

Abbildung 4: Regressionsparameter (schwarze Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (schwarze Fehlerbalken) zu den finalen artspezifischen Habitatnutzungsmodellen für den Seeadler (A-B), Weißstorch (C-D) und den Wespenbussard (E-F). Linke Plots (A,C,E) zeigen die Ergebnisse inklusive Brutsplines an, die rechten Plots (B,D,F) vergrößert auf den Y-Achsenbereich ausschließlich für die Landnutzungsparameter. Werte über 1,0 (blaue gestrichelte Linie) bedeuten eine relative Attraktion mit ansteigenden Werten in der Variable, Werte kleiner als 1,0 eine Meidung. Primär relative Unterschiede im Wert unterschiedlicher Brut bzw. Landnutzungsvariablen (beide Blöcke sind getrennt zu betrachten) sind relevant. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablenamen finden sich im Anhang A.1; ökologische Erläuterungen/Interpretationen im Haupttext (Kap. 3.3.1) des vorliegenden Berichtes.

Die Ergebnisse zum **Weißstorch** finden sich in Abbildung 4 C und D präsentiert. Dabei ist ausdrücklich zu beachten, dass die Präferenzanalysen ausschließlich auf Bewegungsdaten im Flug basieren. Dies gilt zwar für alle betrachteten Arten, ist für diese Art jedoch – mit ausschließlicher Nahrungssuche im Stehen/Schreiten – besonders bei der Interpretation zu berücksichtigen. Die dargestellten Ergebnisse beschreiben daher Habitatpräferenzen während des Fluges, also die Auswahl von Landschaftsabschnitten, in denen sich die Vögel bevorzugt bewegen, kreisen, Such- oder Transitflüge durchführen. Gleichzeitig ist zu berücksichtigen, dass die räumliche Verteilung der Flugaktivität natürlich auch unmittelbar die Lage geeigneter Nahrungsgebiete sowie geeignete Transfer Routen widerspiegelt. Letzteres kann über die verwendeten Methoden (iSSM-Analysen im Zusammenspiel mit distanzabhängigen Variablen) detektiert bzw. beschrieben werden und findet sich auch insbesondere für den Weißstorch und den Seeadler in den Habitatprognosen reflektiert (vgl. bspw. Abbildung 6). Flüge konzentrieren sich somit dort, wo sowohl energetisch günstige Flugbedingungen (Thermik, Aufwinde), Nahrungsquellen oder geeignete Transitrouten vorhanden sind.

Ein zentrales Muster ist die deutliche Bevorzugung wasserreicher Landschaften. Hohe Dichten von Wasserflächen im 500-m-Umfeld („LU_allwater_dens_00500_Sp6“) wirken klar positiv, insbesondere dort, wo kleinere Fließgewässer („LU_river_small_dens_00500_Sp6“) oder Seen mittlerer Dichte („LU_lake_dens_00500_Sp5“) vorkommen.

Maximale Seendichten („LU_lake_dens_00500_Sp6“) sind hingegen leicht negativ assoziiert – vermutlich, weil dort die offenen Wiesenanteile geringer sind, die Störungsintensität steigt oder es sich um große offene Wasserflächen handelt. Diese Präferenz deckt sich mit der bekannten Ökologie der Art, die Feuchtgrünland, flache Gewässerränder und kleinstrukturierte Agrarlandschaften als Hauptnahrungshabitate nutzt.

Auch die Vegetations- und Strukturvariablen zeigen, dass die Art bevorzugt über offenen, aber strukturierten Agrarlandschaften fliegt. Große Distanzen zu Grasland („LU_grass_cop_dist_Sp6“) werden gemieden, was auf die hohe Bedeutung von extensiv genutztem Grünland als Nahrungsraum hinweist. Positive Effekte zeigen sich für hohe Dichten von Strauch- und Kleinholzstrukturen („LU_swf_dens_0000_Sp6“), während große Distanzen dazu negativ wirken („LU_swf_dist_Sp6“). Diese Strukturen können als thermisch aktive Mikrohabitate wirken, in denen der Vogel leichter Aufwinde findet, oder sie markieren kleinstrukturierte Übergangsbereiche zu Feuchtgebieten, die gleichzeitig bevorzugte Nahrungshabitate darstellen.

Hinsichtlich der Baum- und Waldvariablen zeigen sich die für diese Art typischen Tendenzen: Hohe Walddichten, insbesondere von Nadelbäumen („LU_tree_coniferous_dens_00500_Sp6“), werden gemieden, da sie thermisch ungünstig und als Flugräume schwer nutzbar sind. Auch geschlossene Laubwälder („LU_tree_broadleaved_dens_00500_Sp6“) wirken negativ. Damit bestätigt sich, dass der Weißstorch vor allem offene, thermisch aktive und visuell übersichtliche Landschaften nutzt, die typischerweise auch die ergiebigsten Nahrungsgebiete bieten.

Die anthropogenen Variablen zeigen mehrere, für den Weißstorch charakteristische Zusammenhänge. Große Distanzen zu versiegelten Flächen („LU_imper_dist_Sp6“) werden gemieden – ein Muster, das auch bei anderen Thermik nutzenden Großvögeln (z. B. Wespenbussard) beobachtet wurde und im Sinne des „Energy Landscape Ansatzes“ (NOURANI ET AL. 2024) plausibel ist. Anthropogene Strukturen erzeugen häufig lokale Aufwinde und Thermik, die Weißstörche während des Fluges gezielt nutzen. Diese Nutzung ist also nicht Ausdruck einer Präferenz für Siedlungsräume selbst, sondern für die energetisch günstigen Luftverhältnisse, die dort entstehen – und oft zugleich in der Nähe produktiver, offener Agrarflächen liegen. Auch Straßenstrukturen („LU_2_class_road_dens_0000_Sp6“) wirken leicht positiv. Sie könnten einerseits als visuelle Leitlinien im Flug dienen, andererseits mit Banketten und begleitenden gemähten Flächen assoziiert sein, die bereits früh im Jahr Mahd erfahren und damit kurzzeitig attraktive Nahrungsangebote

schaffen. Diese Interpretation deckt sich mit den Einschätzungen der artspezifischen Expertinnen und Experten, wonach Straßenränder und Mähstreifen zwar häufig von Störchen überflogen und kurzzeitig genutzt werden, langfristig aber auch ökologische Konfliktpotenziale bergen (z. B. durch erhöhte Störungs- oder Kollisionsrisiken). Eine moderate Siedlungsdichte („LU_settlement_dens_00500_Sp4/5“) wirkt leicht positiv. Dies passt zum bekannten Verhalten der Art, die Siedlungsränder nicht meidet, sondern dort Nistmaterial und thermisch günstige Aufwinde nutzt. Außerdem fliegen Weißstörche häufig über Gärten, Obstplantagen und Wiesen in Dorfnähe, die sowohl strukturell als auch energetisch geeignete Bedingungen bieten. Eine hohe Dichte an extensiv genutzten Flächen, die schon lange nicht umgebrochen wurden („LU_ploughing_indicator_dens_00500_Sp6“), wirkt leicht positiv.

Insgesamt zeigt der **Weißstorch** im Flug also eine deutliche Konzentration seiner Aktivität über wasser- und struktureichen Offenlandschaften, die energetisch günstige Bedingungen mit potenziell nahrungsreichen Flächen kombinieren (JANISZEWSKI ET AL. 2014). Diese Muster spiegeln also weniger unmittelbare Aufenthaltspräferenzen am Boden, sondern vielmehr die räumliche Struktur der optimalen Such- und Nahrungslandschaften wider. Der Weißstorch fliegt bevorzugt dort, wo Thermik, Sicht und Beuteverfügbarkeit zusammentreffen – ein typisches Muster großräumig segelnder Arten in der Kulturlandschaft.

Die Regressionsparameter des finalen Prognosemodells für den **Wespenbussard** sind in Abbildung 4 E und F gezeigt. Hier sollten die vielen Werte nahe 1 nicht so interpretiert werden, dass das Habitat insgesamt eine geringe Bedeutung für diese Art hat, sondern dass die Distanz zu Bäumen (welche die minimalen und maximalen Werte der gemessenen Effekte repräsentiert) gegenüber der anderen Variablen eine herausragende artspezifische Bedeutung hat.

Zusammengefasst dominieren diejenigen Variablen, die Bäume, Wald und Sträucher repräsentieren, in Einklang mit der bisherigen Literatur (wobei sich die ganz überwiegende Literatur auf Brutplatzpräferenzen, nicht Präferenzen bei der Nahrungssuche beschränkt, vgl. AMCOFF *et al.* 1994; SELAS 1997; LÖHMUS 2006; GAMAUF *et al.* 2013). Den mit Abstand stärksten Effekt hat diejenige Variable, die die Distanz zu größeren (mindestens 100x100 m) Ansammlungen von Bäumen misst („LU_tree_dist“); wobei ihr Einfluss durch die Variablen „LU_tree_dist_Sp_1“, „LU_tree_dist_Sp6“ dahingehend modifiziert wird, dass negative Distanzen (also Bereiche innerhalb des Waldes) nicht stärker präferiert werden als die Randbereiche, und dass Bereiche mit großen Distanzen zu Baumgruppierungen trotzdem nicht vollständig gemieden werden (vermutlich bei Transitflügen zu geeigneten Nahrungshabitaten) – beide Variablen schwächen somit den log-linearen Zusammenhang zwischen Nutzungsintensität und der Variable „LU_tree_dist“ an den Extremwerten etwas ab. Weiter werden lokale hohe Walddichten („LU_tree_dens0000_Sp6“) deutlich bevorzugt, etwas großräumigere hohe Nadelwalddichten („LU_tree_coniferous_dens_00100_Sp6“) jedoch relativ dazu wiederum gemieden. Generell wird die Nähe zu Waldbereichen, die sowohl Laubbäume („LU_tree_broadleaved_dist_Sp1“) als auch Nadelbäume („LU_tree_coniferous_dist_Sp1“) beinhalten, gerne aufgesucht. Hohe lokale Dichten von Gebüsch, Einzelbäumen, Sträuchern und Hecken („LU_swf_dens0000_Sp6“) werden ebenfalls aufgesucht, der Effekt besonders großer Distanzen zu solchen Strukturen („LU_swf_dist_Sp6“) ist allerdings mit größeren Unsicherheiten behaftet und scheint kontextabhängig zu sein.

Interessanterweise deuten verschiedene Variablen auf einen Einfluss von Wasserflächen auf die Habitatnutzung dieser Art hin: hohe Dichten von Wasser im Allgemeinen und Seen im Speziellen im 500 m Umfeld werden im Flug gemieden („LU_allwater_dens_0000_Sp6“, „LU_lake_dens_0000_Sp6“), hinsichtlich der Distanzen zu Gewässern im Allgemein und Seen im Speziellen („LU_allwater_dist_Sp6“, „LU_lake_dist_Sp6“) scheinen die Abhängigkeiten komplex zu

sein, wenn es sich auch hier um kleine Effekte bzw. solche mit größeren Schätzunsicherheiten handelt. Auch andere Studien deuten auf einen (jedoch komplexen) Einfluss von Wasserflächen hin: hinsichtlich der Brutplatzwahl (nicht der Nahrungssuche im Flug) scheint für diese Art eine generelle Bevorzugung wassernaher Flächen zu existieren (AMCOFF *et al.* 1994; BJÖRKLUND *et al.* 2015) (ähnlich des antagonistischen Einflusses des Waldes beim Rotmilan im Kontext von Brutplatzwahl vs. Nahrungssuche), wobei Wasserflächen jedoch auch ein Indikator für die Fertilität des Waldes sein können (SELAS 1997), was die Interpretation erschwert.

Bzgl. Grasland werden sowohl kleine Distanzen (bzw. negative, d. h. ein Hineinfliegen in Graslandflächen) vermieden („LU_grasscop_dist_Sp1“), zu große Distanzen, insbesondere zu größeren Graslandflächen jedoch auch („LU_grass_cop_dist_Sp6“, „LU_grass_cop_dist03_ha_Sp6“), was eine Präferenz für Randbereiche zwischen Wald und Grasland nahelegt (LÖHMUS 2005, 2006).

Bzgl. anthropogener Variablen werden sehr hohe lokale Dichten von regionalen Verbindungsstraßen gemieden („LU_2_class_road_dens0000_Sp6“), womöglich ein Effekt des damit assoziierten Verkehrsaufkommens oder eines unattraktiven Umfelds. Sehr große Distanzen zu versiegelten Flächen im Allgemeinen (die ja oft auch Flächen mit wenig oder langsamem Verkehr beinhalten) werden jedoch ebenfalls vermieden („LU_imper_dist_Sp6“), was vermutlich deren Attraktion im Kontext der Thermikflüge widerspiegelt. Zusammenfassend wird es also bevorzugt, wenn versiegelte Flächen nicht zu weit weg sind, hohe Dichten von regionalen Verbindungsstraßen haben jedoch einen negativen Einfluss auf die Aufenthaltswahrscheinlichkeit. Die Attraktion/Meidung besonders hoher Dichten an Flächen im 500 m Radius, die schon lange nicht mehr umgebrochen wurden („LU_ploughing_indicator_dens00500_Sp_6“), scheint sehr kontextabhängig zu sein – hier zeigt sich keine deutliche mittlere Präferenz. In Übereinstimmung mit diesen Ergebnissen wurde gezeigt, dass Wespenbussarde in der Lage dazu sind, bewirtschaftete Flächen/Wälder/Randbereiche und leicht gestörte ländliche Gebiete als Nahrungshabitate zu nutzen, sofern die Verfügbarkeit von Beutetieren gegeben ist (LÖHMUS 2005).

Alle o. g. final selektierten Variablen wurden im Kontext verschiedener Gespräche mit Expertinnen und Experten zum Wespenbussard plausibilisiert. Eine generelle Anmerkung war hier, dass kürzere Flüge unter dem Baumkronendach ggf. aus GPS-Abschirmungs- oder -verzerrungsgründen nicht als solche detektiert werden, was jedoch im Kontext des RKR-Modells (aufgrund des dort fehlenden Kollisionsrisikos) als unproblematisch erachtet wurde.

Schwarzmilan

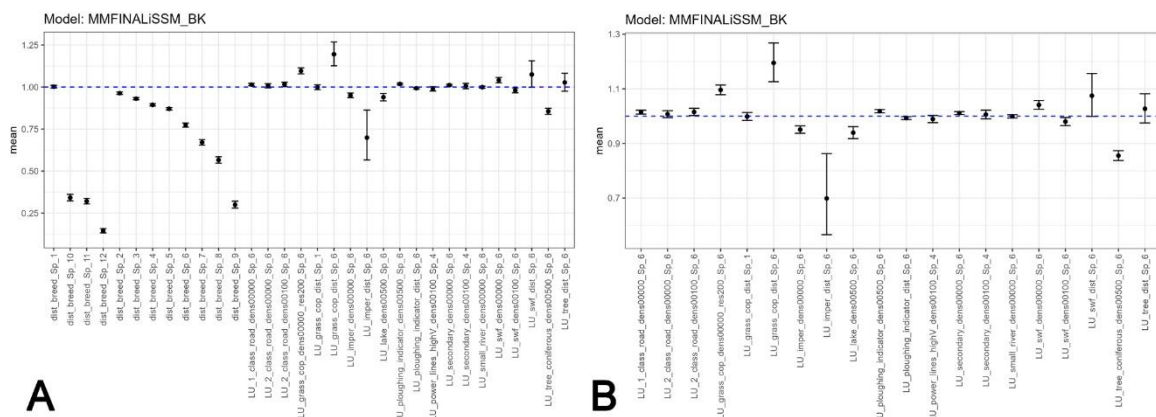


Abbildung 5: Regressionsparameter (schwarze Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (schwarze Fehlerbalken) zu den finalen artspezifischen Habitatnutzungsmodellen für den Schwarzmilan (A-B). Linker Plot (A) zeigt die Ergebnisse inklusive Brutsplines an, der rechte Plot (B) vergrößert auf den y-Achsenbereich ausschließlich für die Landnutzungsparameter. Werte über 1,0 (blaue gestrichelte Linie) bedeuten eine relative Attraktion mit ansteigenden Werten in der Variable, Werte kleiner als 1,0 eine Meidung. Primär relative Unterschiede im Wert unterschiedlicher Brut bzw. Landnutzungsvariablen (beide Blöcke sind getrennt zu betrachten) sind relevant. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablenamen finden sich im Anhang A.1; ökologische Erläuterungen/Interpretationen im Haupttext (Kap. 3.3.1) des vorliegenden Berichtes.

Die Regressionsparameter des finalen Prognosemodells für den **Schwarzmilan** sind in Abbildung 5 A und B dargestellt. Zusammengefasst dominieren diejenigen Variablen, die Grasland und kleinräumige Gehölzstrukturen repräsentieren, in Einklang mit der bisherigen Literatur zu dieser Art, die eine enge Bindung an mosaikartige Agrarlandschaften und an strukturreiche und vielfältige Offenräume beschreibt (SERGIO ET AL. 2003; RASHID ET AL. 2025). Besonders deutlich wird die Nutzung von Graslandflächen: sehr hohe lokale Dichten von Grasland („LU_grass_cop_dens_0000_res200_Sp6“) wirken auf kleiner Skala stark positiv (in Übereinstimmung mit den Ergebnisse von SERGIO ET AL. 2003), wohingegen auf großer Skala eher größere Distanzen zu Graslandflächen bevorzugt werden („LU_grass_cop_dist_Sp6“), was wiederum damit zusammenhängen kann, dass anstelle von großen Grasland- (bzw. Weide-) Flächen eher heterogene Habitate (wie Mischungen aus Wäldern, Gewässern, Siedlungsräumen oder/und strukturreichen Agrarlandschaften) bevorzugt werden.

Eine wichtige Rolle spielen zudem diejenigen Variablen, die Gehölze beschreiben: Hohe lokale Dichten von Gebüsch, Hecken, Sträuchern und Einzelbäumen werden deutlich bevorzugt („LU_swf_dens_0000_Sp6“), sofern sie nicht zu flächig vorhanden sind („LU_swf_dens_0100_Sp6“). Hohe Dichten von Wald, insbesondere Nadelwald, werden deutlich auf großer und kleiner Skala gemieden („LU_tree_coniferous_dens_00500_Sp6“, „LU_tree_dist_Sp6“), wie auch von SERGIO ET AL. (2003) für diese Art demonstriert. Es gibt also eine klare Präferenz für offene, strukturreiche Landschaften mit kleineren, linearen Gehölzen, während sie dichte Waldflächen – v. a. Nadelwald – deutlich meiden.

Zusammengefasst deuten die Vegetationsvariablen also auf eine Präferenz für Randzonen zwischen Offenland und kleineren Gehölzstrukturen hin. Diese Interpretation ist plausibel, da der Schwarzmilan als opportunistischer Jäger und Aasnutzer gerade in solchen Übergangsbereichen gute Jagdbedingungen vorfindet.

Es mag überraschend erscheinen, dass diejenigen Variablen die Wasserflächen charakterisieren, für diese Art nicht selektiert wurden, obwohl eine enge Bindung dieser Art an Wasserflächen vielfach

demonstriert wurde (z. B. SERGIO ET AL. 2003). Dies mag darin begründet liegen, dass diese vermutlich primär bei der Wahl des Brutplatzes eine große Rolle spielen – ein Aspekt, der jedoch nicht im Kontext des RKR-Modells berücksichtigt wird, da hier die Brutplätze (und damit implizit auch präferierte Bruthabitate) vorgegeben sind. Bei der Nahrungssuche im Flug hingegen (die im Fokus der Prognosen des RKR-Modells steht), zählt der Schwarzmilan als ausgeprägter Generalist oder Opportunist mit vermutlich keinem besonders starkem Fokus auf Gewässern – zumal ja i. d. R. keine lebendigen Fische erbeutet werden, sondern eher tote Fische an Seerändern – also zentrale wasserreiche Gebiete vermutlich nicht so stark bei der Nahrungssuche genutzt werden. Unterschiede in der Habitatpräferenz bzgl. der Nistplatzwahl vs. der Nahrungssuche sind nicht ungewöhnlich – im Falle des Rotmilans ist es hinsichtlich des Waldes sogar regelrecht antagonistisch (MERCKER ET AL. 2023, 2024a). Es sei aber angemerkt, dass im Kontext der vorliegenden Studie gemessen wurde, dass die Flughöhe dieser Art in Regionen mit höheren Gewässerdichten deutlich niedriger ist (vgl. Kap. 3.8) was nahelegt, dass Gewässer auf größerer räumlicher Skala attraktive Habitate repräsentieren, die Nahrungssuche selbst aber dann nicht notwendigerweise auf/an den Gewässern selbst stattfindet, sondern in den umliegenden Habitaten. Schlussendlich ergab sich in den Gesprächen mit den Expertinnen und Experten des Schwarzmilans, dass es regelmäßig (und auch in den Individuen der von uns bearbeiteten Datensätze) Schwarzmilane gibt, die keine auffällige Bindung an Gewässer zeigen.

Bezüglich anthropogener Variablen ergibt sich ein differenziertes Bild: Haupt- und Verbindungsstraßen zeigen eine leichte, aber robuste Attraktion, da sie mittels drei verschiedener Variablen selektiert wurden („LU_1_class_road_dens_0000_Sp6“, „LU_2_class_road_dens_0000_Sp6“, „LU_2_class_road_dens_0100_Sp6“). Dies lässt sich durch die erhöhte Verfügbarkeit von Aas (Verkehrsofener) und offenen Strukturen entlang der Trassen plausibilisieren, eine Nahrungsquelle die für diese Art bereits beschrieben wurde (MEUNIER ET AL. 2000). Starke Dichten von versiegelten Flächen („LU_imper_dens_0000_Sp6“) werden deutlich gemieden, während sehr große Distanzen zu versiegelten Bereichen („LU_imper_dist_Sp6“) ebenfalls negativ wirken. Vermutlich spielen hier thermische Vorteile eine Rolle, die eine moderate Nähe zu solchen Strukturen begünstigt – analoge Zusammenhänge wurden für den Wespenbussard, den Kaiseradler (s. Anhang A.4.4) und den Weißstorch beschrieben. Bei den Variablen zur landwirtschaftlichen Nutzung zeigt sich, dass hohe Dichten an Flächen, die lange nicht umgebrochen wurden (also mit niedriger maschineller landwirtschaftlicher Nutzung – „LU_ploughing_indicator_dens_00500_Sp6“) bevorzugt werden und eine gewisse Nähe zu natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Flächen („LU_ploughing_indicator_dist_Sp6“) vorteilhaft zu sein scheint (große Distanzen wirken negativ). Dieses Muster passt zum opportunistischen Nahrungsspektrum des Schwarzmilans, der häufig in extensiv oder mosaikartig genutzten Agrarlandschaften jagt, in Intensivkulturen jedoch geringere Erfolgchancen hat und wurde ganz analog auch für andere Arten im Rahmen dieser Studie gemessen (bspw. Kaiseradler – s. Anhang A.4.4).

Hochspannungs-Freileitungen („LU_powerlines_highV_dens_00100_Sp4“) werden in erhöhter Dichte leicht gemieden, was sich dadurch erklären lässt, dass sie im aktiven Flug störend wirken können. Ein positiver Effekt als Ansitz- oder Brutstruktur, wie er etwa beim Kaiseradler dokumentiert wurde (s. Anhang A.4.4), zeigt sich hier nicht.

Zusammenfassend ergibt sich für den Schwarzmilan ein konsistentes Muster: Die Art bevorzugt strukturreiche Offenlandschaften mit linearen Gehölzen und Übergangsbereichen zwischen Offenland und Strukturelementen, während sie geschlossene Wälder, stark versiegelte Flächen und hochintensive Landwirtschaft meidet. In Übereinstimmung dazu wurde gezeigt, dass diese Art in ländlichen Lebensräumen oft vielfältige Landschaften mit Ackerland, Grasland, Feuchtgebieten und

Waldgebieten bewohnt, wo sie eine Vielzahl von Nahrungs- und Nistmöglichkeiten nutzt (SERGIO ET AL. 2003; RASHID ET AL. 2025). Eine moderate Nähe zu Straßen und versiegelten Flächen kann hier vorteilhaft sein – für diese Art wurde eine zunehmende Anpassung an menschliche Aktivität beschrieben (RASHID ET AL. 2025). Dieses Habitatprofil ist in hohem Maße plausibel und deckt sich mit der bekannten Ökologie dieser opportunistischen, kulturfolgenden Greifvogelart, die in Mitteleuropa stark an Agrar- und Kulturlandschaften gebunden ist.

3.3.2 Habitatnutzungsprognosen

Eine exemplarische Übersicht zur artspezifischen prognostizierten Habitatnutzung für einen virtuellen Brutplatz (nebst den zugrundeliegenden Landnutzungstypen) ist in Abbildung 6 gegeben; weitere Beispiele finden sich im Anhang A.3. Es sei erwähnt, dass hinsichtlich der Größe der artspezifisch prognostizierten Home-Ranges eine Vergleichbarkeit zu externer Literatur aufgrund regionaler Differenzen und studienspezifischer Datenauswahl-, Aufbereitung und Home-Range-Schätzer oft nur eingeschränkt gegeben ist. Bspw. ist im Vergleich zu Literaturstudien in vielen Fällen zu erwarten, dass das RKR-Modell größere Home-Ranges schätzt, als diejenigen, die in der Literatur angegeben werden. Der Grund dafür ist, dass sich das RKR-Modell ausschließlich auf Flugbewegungen beschränkt, Literaturwerte jedoch auch Ruhe-/Rast-/Schreitpositionen beinhalten können. Weitere Darstellungen/Prognosen mit Aufenthaltsdauern pro Saison (und Flächeneinheit) finden sich in Anhang A.3 gezeigt.

Neben den verschiedenen bereits diskutierten arttypischen Habitatnutzungspräferenzen (vgl. Kap. 3.3.1) lässt sich anhand Abbildung 6 die mittlere artspezifische Größe der Home-Ranges erahnen: Den im Mittel am kleinsten Home-Range zeigt der **Rotmilan**: Gemittelt über verschiedene Brutplätze befinden sich 90 % der Flugaktivität für diese Art in einer Fläche von knapp 40 km² – in Übereinstimmung damit wurden für Rotmilan-Männchen Größen des 95%-Minimal konvexen Polygons (MCP) von 29,4 km² (Median) bis 60,3 km² (Mittelwert) und für Weibchen analog 23,7- 45,7 km² beschrieben (PFEIFFER & MEYBURG 2015). In anderen Studien (bspw. aus Spanien) werden deutlich geringere Home-Range-Größen von teilweise deutlich unter 10 km² für diese Art beschrieben (GARCÍA-MACÍA ET AL. 2022b).

Die mittleren prognostizierten Größen der Home-Ranges für den **Wespenbussard** liegen in einer ähnlichen Größenordnung wie beim Rotmilan, wobei es eine weniger starke Konzentrierung um den Nestbereich verglichen zum Rotmilan gibt: Wieder gemittelt über verschiedene Brutplätze befinden sich 90 % der Flugaktivität für diese Art in einer Fläche von knapp 30 km². Dies deckt sich bspw. mit einer hochauflösenden GPS-Studie von 3 Männchen dieser Art, die 95 % MCP-Flächen von etwa 13, 28 und 43 km² pro Männchen ergab (VAN DIERMEN ET AL. 2009). Eine weitere Studie kam zu etwas kleineren Werten für diese Art, nämlich zwischen 13,5 und 25,8 km² (ZIESEMER & MEYBURG 2015). Hier sei angemerkt, dass die zu 90 % genutzte Fläche visuell oft größer erscheint als beim Rotmilan, da über die starke Waldbindung verschiedene Habitate kaum genutzt werden, dafür aber lokal (bei geeigneten Habitaten) weiter geflogen werden kann.

Seeadler und **Weißstorch** zeigen wie erwartet als Nahrungsspezialisten eine deutlich großräumigere Nutzung der Fläche um den Brutplatz: gemittelt über verschiedene Brutplätze befinden sich 90 % der Flugaktivität für den Weißstorch in einer Fläche von knapp 80 km², im Falle des Seeadlers von sogar etwa 132 km². Die Literatur zeigt hier eine hohe Heterogenität bzgl. des Seeadlers auf: im Bereich der Mecklenburgischen Seenplatte verteidigten adult brütende Seeadler

außergewöhnlich kleine Territorien: Vier per GPS besenderte Altvögel zeigten (allerdings nach Entfernungen weit entfernter Ausflüge) 95 % MCP-Flächen zwischen 2,25 und 19,16 km² (KRONE ET AL. 2013). Diese kleinen Home-Ranges lassen sich vermutlich durch gute Lebensraumstrukturen erklären, die durch flache und nährstoffreiche Süßwasserseen mit einem hohen Vorkommen an Karpfen gekennzeichnet sind (KRONE ET AL. 2013). In anderen Regionen wurden deutlich größere Home-Ranges für diese Art beschrieben: in Polen zeigten Männchen 90 % „Kernel Density-Estimates“ (KDE) von 63 bis 122 km², in einer weiteren deutschen Studie wurden 6 bis 392 km² (im Mittel knapp 90 km²) beschrieben (KRONE & TREU 2018).

Anhand dieser beiden Arten lässt sich zudem exemplarisch zeigen, dass die Modellprognosen ihre volle Aussagekraft erst dann entfalten, wenn sämtliche Einflussvariablen gemeinsam betrachtet werden. Erst durch das Zusammenwirken aller Komponenten wird das vollständige Nutzungsmuster sichtbar, welches sich aus den Einzelvariablen allein nicht vollumfänglich ableiten lässt: In den Habitatnutzungsprognosen zeigt sich, dass der Seeadler bei seinen Transitrouten auch über geschlossene Wälder fliegt um zu Seen zu kommen, und die Gewässer dann in ganzer Fläche nutzt, wohingegen der Weißstorch eher waldfreie Schneisen für den Transit nutzt, und an den Gewässern bevorzugt die Randbereiche aufsucht (vgl. Ausschnittsvergrößerungen in Abbildung 6). Diese Prognosen sind möglicherweise dadurch zu erklären, dass der Weißstorch stark auf Thermik angewiesen ist und daher geschlossene Wälder wie auch offene Wasserflächen eher meidet, weil dort kaum Aufwinde entstehen – der Seeadler hingegen kann aktiv mit den Flügeln arbeiten, überfliegt Wälder problemlos und nutzt offene Wasserflächen sogar gezielt, da er dort jagt.

Auf den ersten Blick etwas unerwartet scheint die oft näherungsweise kreisförmige und zudem weit ausgedehnte Raumnutzung des **Schwarzmilans** von 90 % der Flugaktivität über etwa 150 km² Fläche. Die oft näherungsweise kreisförmige Nutzung entspricht jedoch dem hohen Maß an Opportunismus, das dieser Art zugeschrieben wird. Zudem zeigt die bisher einzige uns bekannte GPS-basierte Abschätzung in Deutschland tatsächlich eine sehr große 95%-MCP-basierte Home-Range-Größe von 121,24 km² (MEYBURG 2009). Auch ein visueller Abgleich mit den zugrundeliegenden Flug-Trackingdaten zeigt für den Großteil der verwendeten Schwarzmilane eine sehr breite Nutzung des Home-Ranges an.

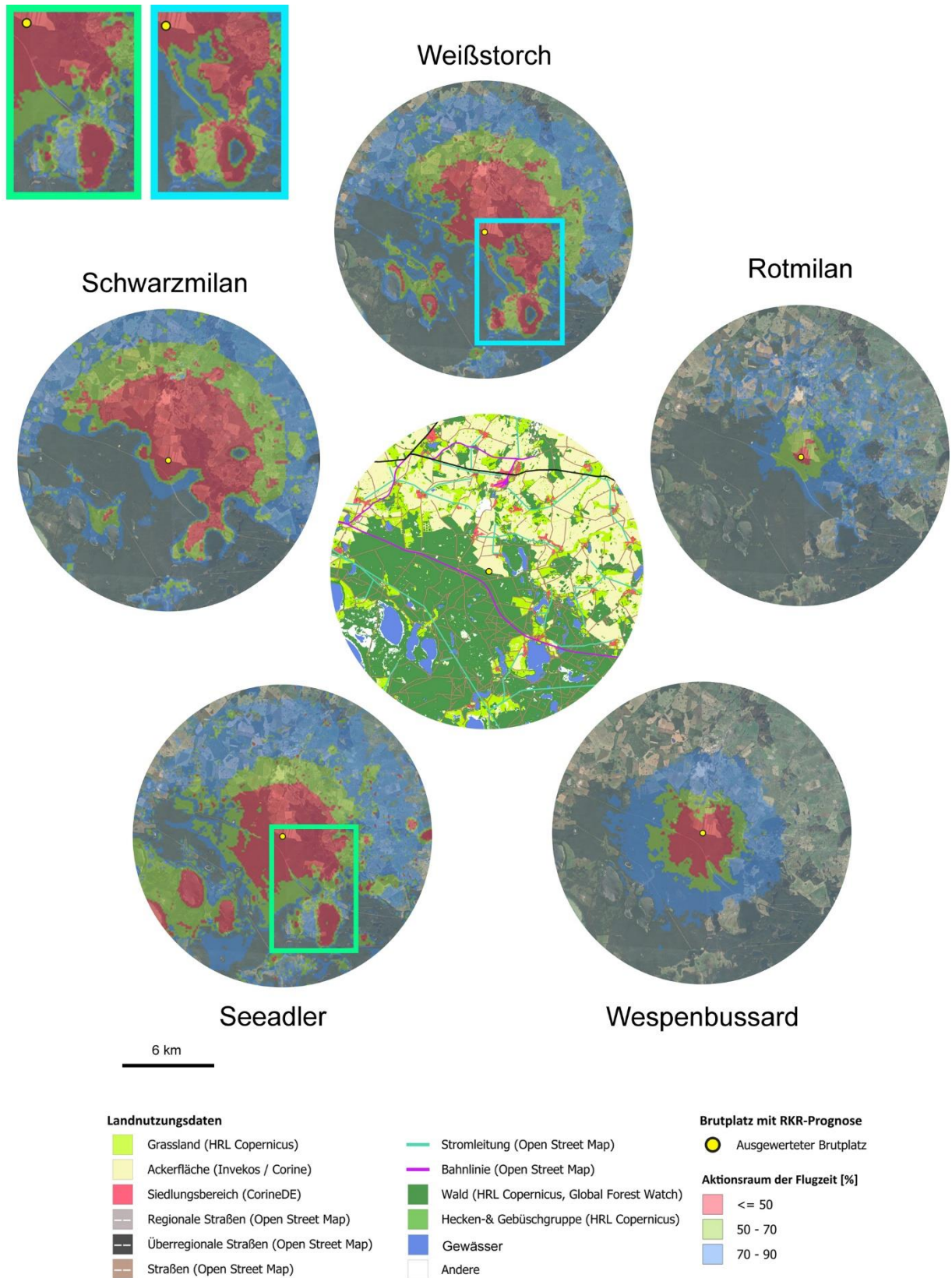


Abbildung 6: Landnutzungstypen (Mitte) und artspezifische RKR-Habitatnutzungsprognosen (sternförmig um die Mitte angeordnet) für einen exemplarischen/virtuellen Brutplatz (gelber Punkt) für die verschiedenen betrachteten Arten. Ausschnittsvergrößerungen (hellblaue und hellgrüne Rechtecke) zeigen artspezifisch abweichende Selektivität bzgl. der Transitrouten und der Nutzung von Gewässern für den Seeadler vs. Weißstorch. Weitere exemplarische Habitatnutzungsprognosen finden sich im Anhang A.3.

3.3.3 Habitatnutzung vs. derzeitige abstands-basierte Annahmen

Exemplarische Beispiele zur durch die Landnutzungsmodelle prognostizierten vs. der realen (jedoch stark fragmentarischen) Landnutzung sind in Abbildung 7 gegeben. Es zeigt sich für alle Arten ein hohes Maß an Übereinstimmung zwischen Prognose und Realdaten – insbesondere in der Asymmetrie der Raumnutzung und der Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz um den Brutplatz. Hier sei aber angemerkt, dass diese Vergleiche zwar einer generellen Plausibilisierung der Muster dienen können, jedoch nur eingeschränkt interpretiert werden können: die Individuen- und Saisonspezifischen Trackingpunkte (rot) sind oft nur stark fragmentarisch und irregulär gegeben; zudem unterscheidet sich die reale Landnutzung oft stark von Saison zu Saison (durch Individualverhalten, inter- oder intraspezifische Interaktionen oder durch jährlich wechselnde Nahrungsverfügbarkeiten); die RKR-Prognosen beziehen sich hingegen auf die mittlere Nutzung über eine große Anzahl an Saisons. Zudem sind die jeweils betrachteten Trackingdaten auch im Kontext der Anpassung des Prognosemodells selbst verwendet worden; dies allerdings zu einem geringen Teil von maximal wenigen Prozent, sodass wir diesen Effekt als vernachlässigbar einstufen (vgl. Kap. 2.4.2).

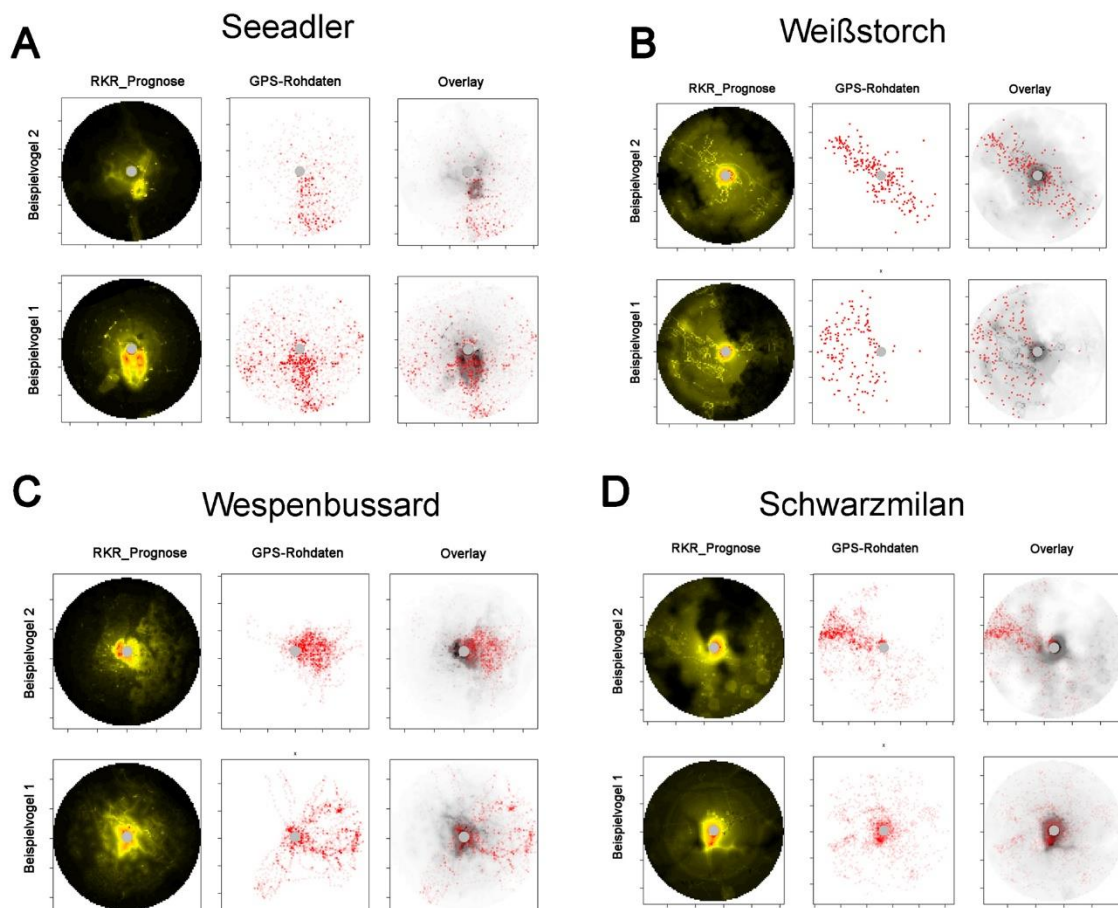


Abbildung 7: Jeweils zwei exemplarische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung in einer Brut-saison von brütenden Seeadlern (A), Weißstörchen (B), Wespenbussarden (C) und Schwarzmilanen (D). RKR-Modellprognose mit schwarz = niedrige und Gelb/Rot = hohe prognostizierte Nutzung (jeweils links); rote Punkte repräsentierten reale GPS-Trackingdaten (jeweils mittig), beim Übereinanderlegen (jeweils rechts) repräsentiert eine graue/schwarze Farbe eine hohe prognostizierte Nutzung. Es sein angemerkt, dass Realpunkte (rot) oft nur stark fragmentarisch gegeben sind und sich die reale Landnutzung zudem stark von Saison zu Saison ändern kann, wohingegen die RKR-Prognosen die mittlere Nutzung über eine große Anzahl an Saisons prognostiziert – eine Vergleichbarkeit ist daher nur eingeschränkt gegeben.

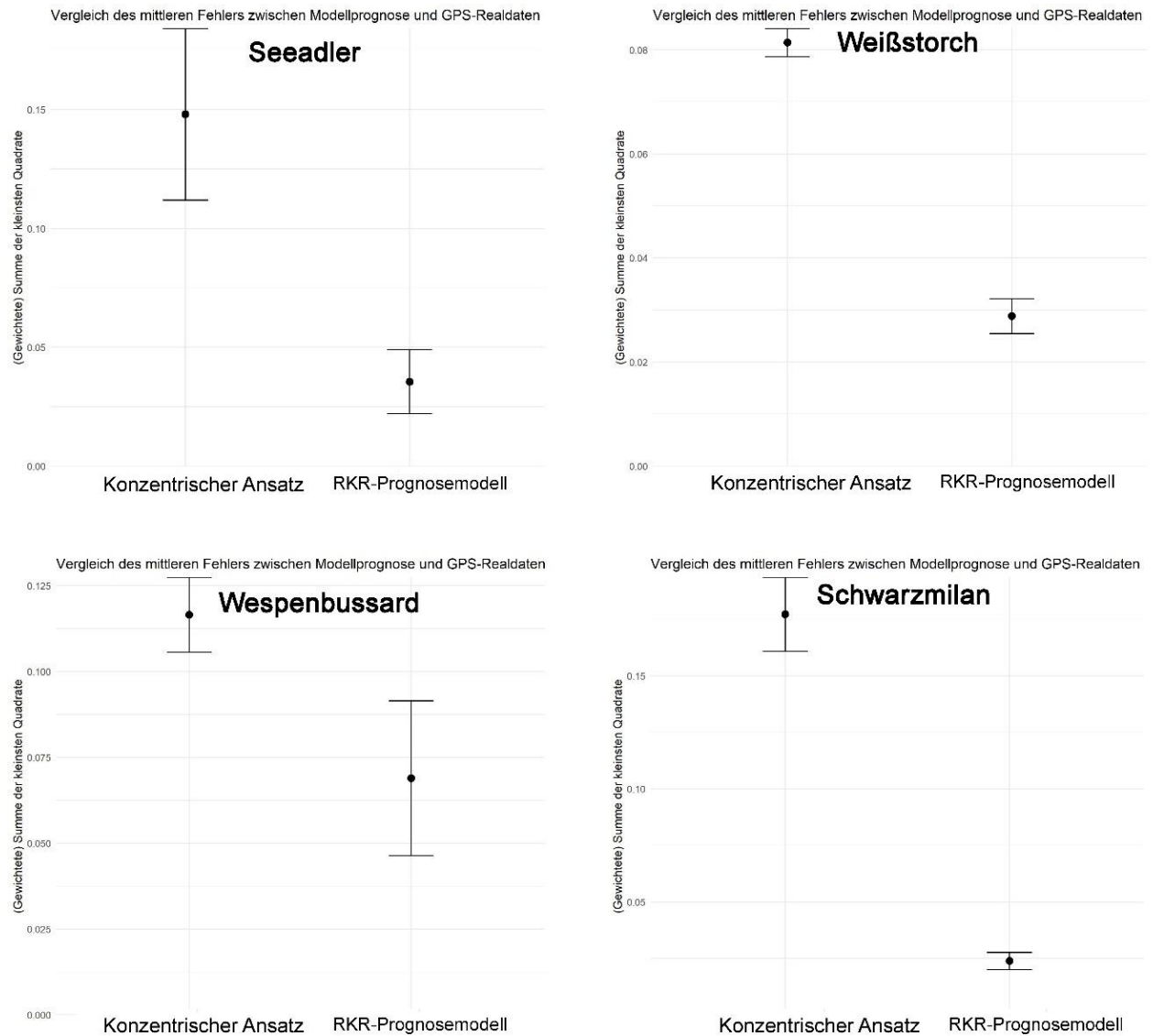


Abbildung 8: Numerische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung von Brutvögeln der verschiedenen betrachteten Arten für einen zirkulären Ansatz basierend auf den im BNatSchG angegebenen artspezifischen Distanzen (konzentrischer Ansatz) und den Habitatnutzungsprognosen der artspezifisch angepassten RKR-Modelle. Die y-Achse zeigt den Fehler zwischen realer und prognostizierter Landnutzung an (gemessen als reskalierte Summe der kleinsten Quadrate) und die x-Achse die jeweilige Prognosemethode. Punkte zeigen Mittelwerte an, Fehlerbalken 95%-Konfidenzintervalle. Die gezeigten Fehlerschätzungen sind aus drei Gründen nur eingeschränkt quantitativ interpretierbar (und nicht zwischen den Arten vergleichbar): (1) Die gesetzlichen Abstandsvorgaben des BNatSchG stellen kein Dichtemodell dar und sind daher nur bedingt mit räumlich kontinuierlichen Prognosen vergleichbar. (2) Die Berechnung der Fehler beinhaltet einen geringen Anteil zirkulärer Information, da einzelne Individuen sowohl zum Modellfit als auch zur Validierung beitragen; dieser Effekt ist jedoch aufgrund der vielen Individuen sehr klein. (3) Die Fragmentierung der GPS-Daten führt zu sogenannten „falschen Nullen“ und damit zu einer systematischen Überschätzung des Fehlers des RKR-Modells, während zirkuläre Vergleichsmodelle hiervon deutlich weniger betroffen sind. Insgesamt sind die dargestellten Differenzen daher als konservative Schätzung der tatsächlichen Prognoseverbesserung des RKR-Modells gegenüber dem konzentrischen Ansatz (orientiert an den Abstandsempfehlungen des BNatSchG) zu verstehen.

Da es sich bei diesen Vergleichen zudem um eine Auswahl von Fällen mit besonders hoher GPS-Datendichte handelt (und daher kein umfassendes/durchschnittliches Bild der Prognosegenauigkeit liefert), wurde der wie im Kap. 2.4.2 beschriebene rechnerische Vergleich zwischen den artspezifisch verfügbaren GPS-Trackingdaten und den entsprechenden RKR-Prognosen durchgeführt (vgl. Abbildung 8). Es zeigte sich, dass die Prognosen des RKR-Modells in allen Fällen eine signifikante Verbesserung gegenüber dem konzentrischen Ansatz (orientiert an den Abstandsempfehlungen des BNatSchG) zur Folge hatten (Konfidenzintervalle überlappen nicht), die im Falle von Seeadler, Weißstorch und Schwarzmilan hoch-signifikant waren ($p < 0.01$) und im Falle des Wespenbussards signifikant ($p < 0.05$). Hier sei (wie ausführlich im Kap. 2.4.2 und im Abbildungstext der Abbildung 8 erläutert) darauf hingewiesen, dass diese Ergebnisse nur eingeschränkt interpretiert werden können, u. a. da sowohl die Verminderung des Fehlers zwischen Prognose und Realdaten als auch die p -Werte umso stärker überschätzt werden, je fragmentierter und gröber zeitlich aufgelöst die GPS-Trackingdaten pro Art-Saison-Kombination vorliegen. Die oben aufgeführten Ergebnisse sollten daher nur als qualitativer Nachweis dafür verstanden werden, dass es für alle betrachteten Arten eine signifikante Verbesserung in der Charakterisierung der Habitatnutzung gegenüber den derzeitigen artspezifischen Abstandsempfehlungen durch die RKR-Prognosen gibt; insgesamt sind die dargestellten Differenzen jedoch als konservative Schätzung der tatsächlichen Leistungsverbesserung des RKR-Modells gegenüber dem konzentrischen Ansatz (orientiert an den Abstandsempfehlungen des BNatSchG) zu verstehen.

3.3.4 Regionale Unterschiede in den artspezifischen Habitatpräferenzen

Die Analysen der überregionalen Robustheit der Ergebnisse zu den Habitatpräferenzen (d. h., der Untersuchung eines möglichen örtlichen Bias – s. Kap. 2.4.3) finden sich in Abbildung 9 bis Abbildung 12. Für sämtliche betrachtete Arten zeigt der Ansatz einer Einteilung des Untersuchungsgebietes in Großregionen mittels Quadranten (in allen Abbildungen unter A-B zu finden) einen RID-Wert von deutlich < 1 (in allen Fällen $< 0,7$) mit dem niedrigsten Wert beim Wespenbussard und dem höchsten Wert beim Weißstorch. In den Fällen, in denen alternativ biogeografische Regionen statt der Quadranten verwendet wurden, liegen die RID-Werte im Mittel etwas höher, was den Erwartungen entspricht, da Habitatpräferenzen stärker mit Landschaftsräumen und damit mit Habitatverfügbarkeiten korrelieren dürften als bei mathematisch-abstrakt motivierten Quadranten. Weiterhin ist der RID-Wert für den Wespenbussard am niedrigsten und für den Weißstorch am höchsten.

Dass der Wespenbussard in beiden Methoden den niedrigsten Wert zeigt, ist aus der Perspektive plausibel, dass die starke Waldgebundenheit und damit hohe Spezialisierung ein überregional für diese Art bekanntes Phänomen ist (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1989; SVENSSON ET AL. 2023).

Zusammengefasst konnten also keine regional oder überregional variierenden Habitatpräferenzen insbesondere für die in Deutschland relevanten Arten Seeadler, Weißstorch, Wespenbussard und Schwarzmilan nachgewiesen werden (analog wie beim Rotmilan, vgl. MERCKER ET AL. 2024a). Einschränkend sei hier erwähnt, dass für einige Arten (wie bspw. dem Seeadler) die Verteilung der analysierten Brutvögel unzureichend dafür ist, um Aussagen oder Verallgemeinerungen auf europäischer Skala zu treffen und auch die Anzahl deutscher Brutvögel ist hier mit $N=2$ stark limitiert. Abschließend ist nicht vollständig auszuschließen, dass systematische Verzerrungen aufgrund der Art / Prioritäten, welche Vögel besendert werden, entstehen.

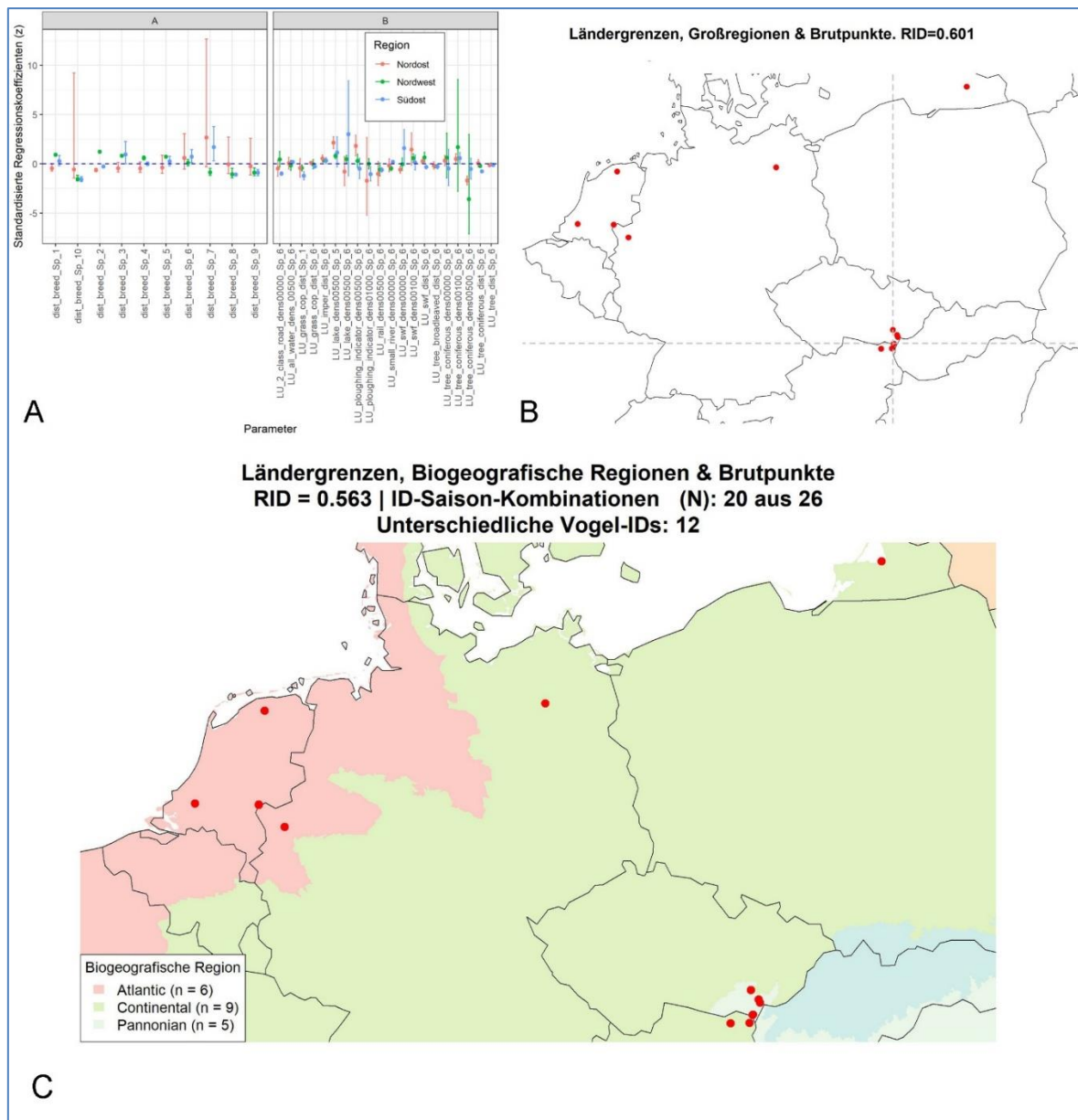


Abbildung 9: (A) Regressionsparameter (farbige Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (Fehlerbalken) zu finalen Habitatnutzungsmodellen des *Seeadlers*, separat angepasst für unterschiedliche Großregionen/Quadranten. (B): Geografische Aufteilung der berücksichtigten Großregionen/Quadranten (graue, gestrichelte Linien). (C) Alternative Aufteilung nach biogeografischen Regionen (Quelle: www.eea-europa.eu) nebst Informationen zur Gesamtzahl der den Analysen zugrundeliegenden Vogel-Brutsaison Kombinationen und Vogel-IDs (im Titel) nach Qualitätssicherung. In (B) und (C) zeigen rote Punkte die den Analysen zugrundeliegenden Brutplätze an; der RID-Wert (im Titel von (A) und (B)) misst die Stärke der regional gemessenen Differenzen in den Habitatpräferenzen: Werte < 1 deuten auf minimale bis moderate Unterschiede hin, die im Rahmen zufälliger Schwankungen liegen könnten.

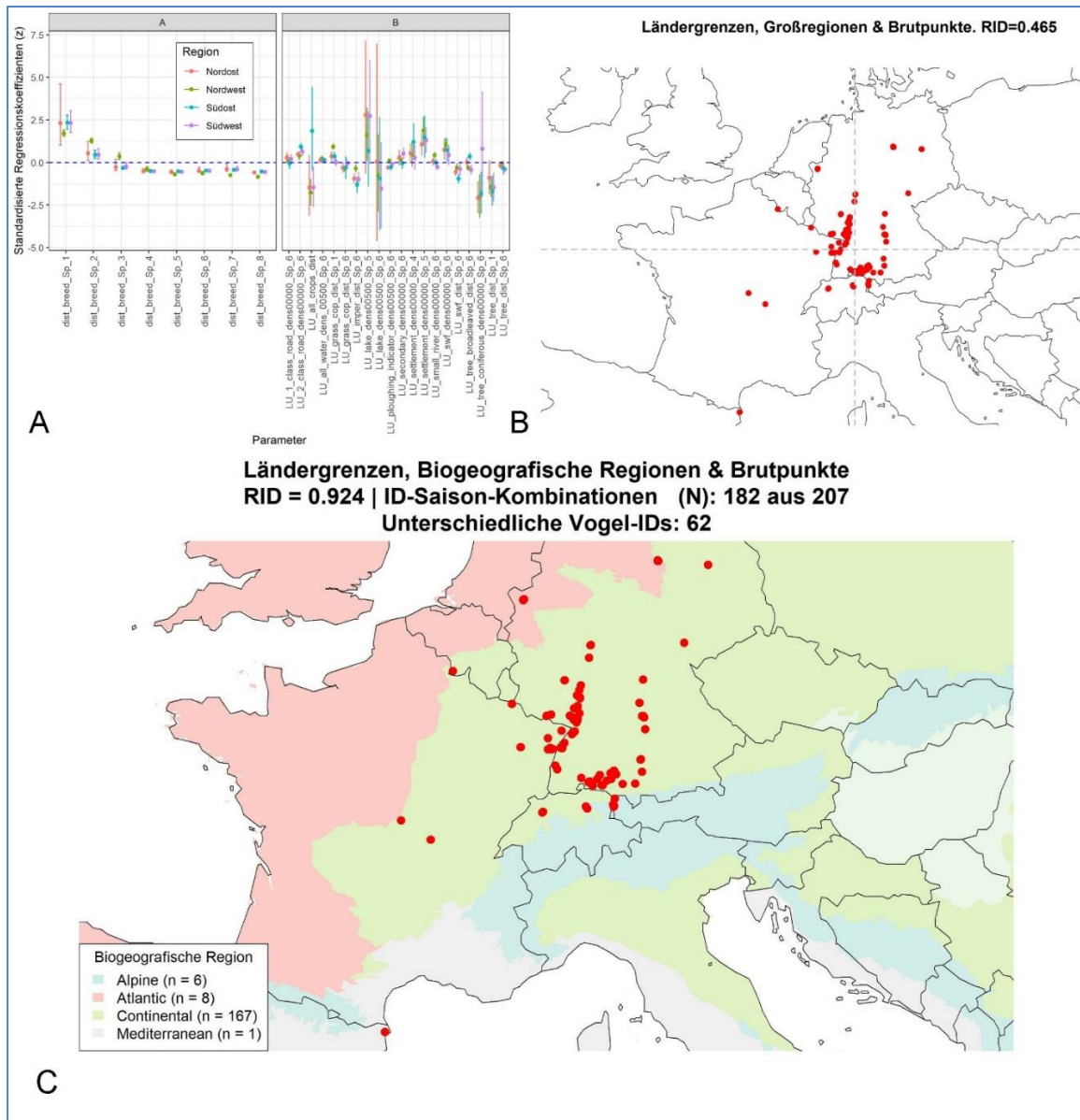


Abbildung 10: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des **Weißstorks**, Legende wie unter Abbildung 9.

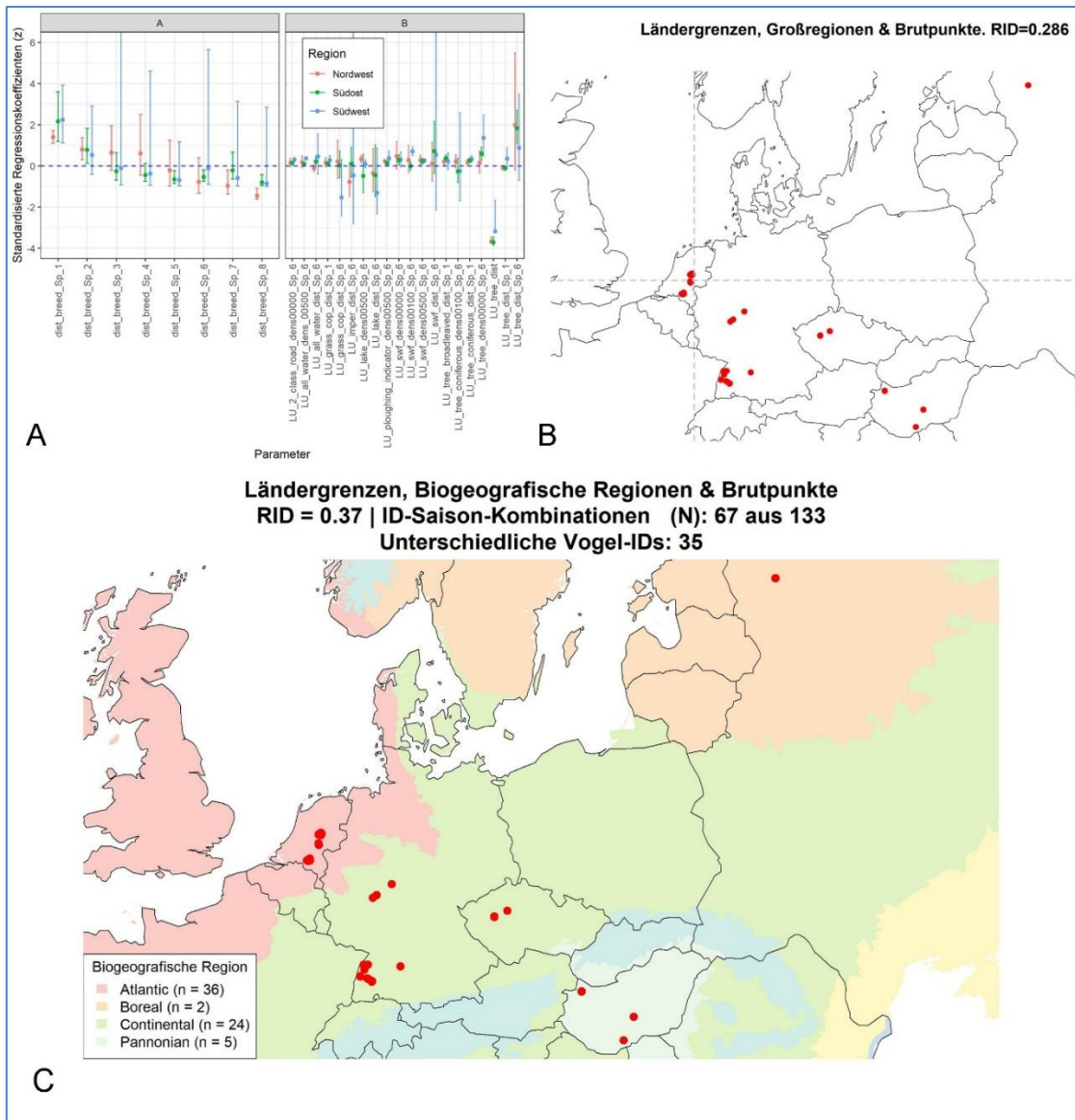


Abbildung 11: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des *Wespenbussards*, Legende wie unter Abbildung 9.

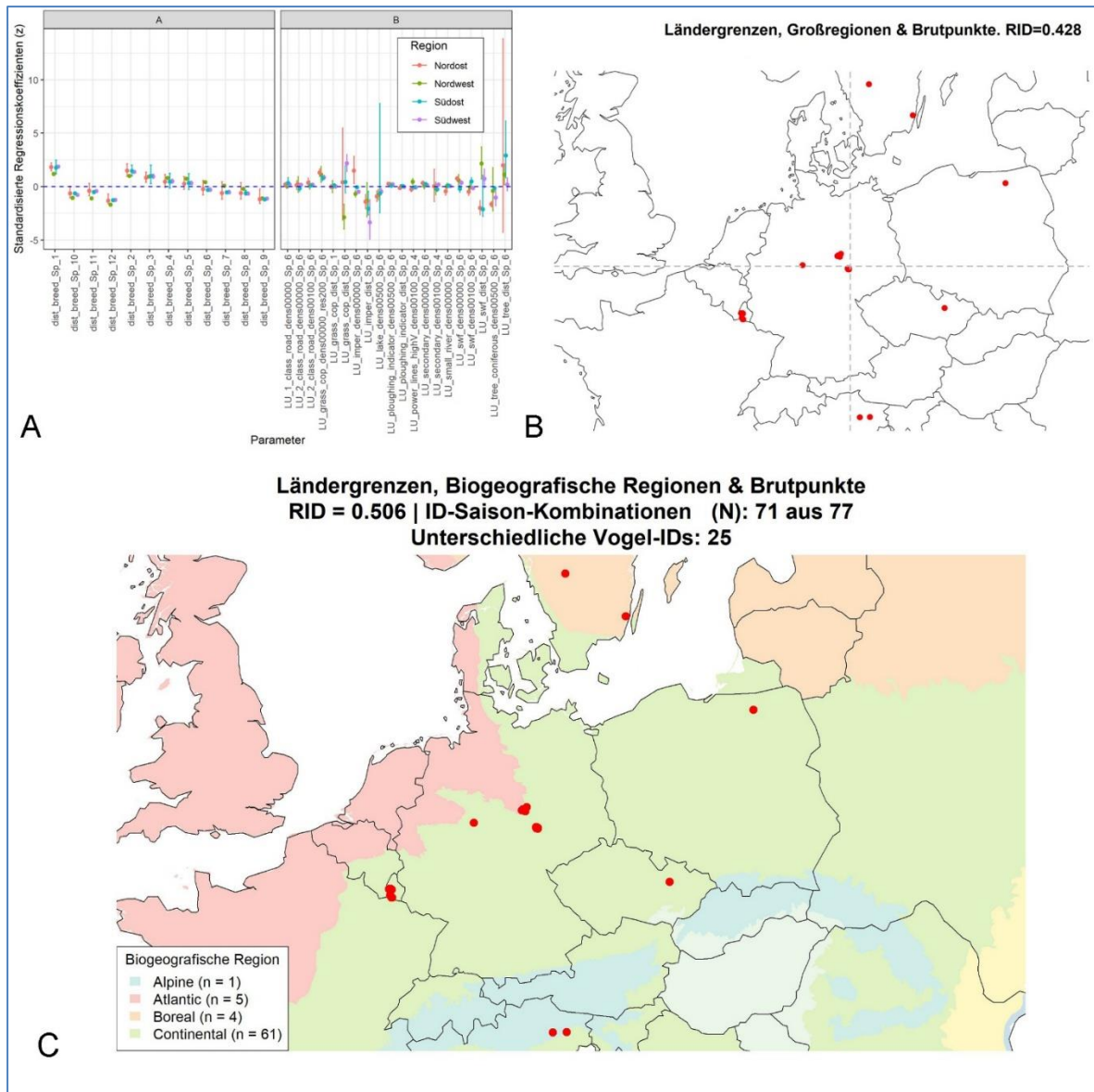


Abbildung 12: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des **Schwarzmilans**, Legende wie unter Abbildung 9.

3.4 Analyse der Tagesphänologie

Die Ergebnisse zur artspezifischen Analyse der Tagesphänologie (d. h., zur Fragestellung: zu welchen Stunden des Tages besteht welcher Anteil der Zeit aus Flugaktivität; s. Kap. 2.5) sind in gezeigt. Für alle fünf Vogelarten zeigt sich auf den ersten Blick ein in hohem Maße vergleichbares und plausibles Muster: alle Arten zeigen eine annähernd normalverteilte Flugaktivität über den Tag: Die Aktivität startet in den Morgenstunden, zeigt ein Maximum um den Mittag herum – manchmal breiter (bspw. Wespenbussard, C), manchmal schlanker (bspw. Weißstorch, Abbildung 13 B) ausgeprägt, und gegen Abend sinkt die Flugaktivität wieder deutlich und nähert sich über Nacht der Null an. Dieses Muster entspricht auch dem typischen Verlauf der Thermikentwicklung über den Tag, die für Großvogelarten eine zentrale Voraussetzung für den energieeffizienten Flug darstellt (PENNYCUICK 1972; SPAAR 1997).

Neben diesen qualitativen Beobachtungen lässt sich aus diesen Kurven auch berechnen, wie viele Stunden die verschiedenen Vogelarten pro Tag in der Luft sind (vgl. Abbildung 13: Angabe der Flugstunden über den Unterabbildungen). Diese Anzahl sollte in hohem Maße davon abhängen, ob eine Art während der Nahrungssuche überwiegend fliegt (bspw. Adler) oder sitzt/schreitet (bspw. Weißstorch). In Übereinstimmung damit findet sich beim Schwarzmilan mit 4,96 Stunden/24 Stunden der höchste Wert (und damit sehr nah an den 5,32 Stunden des Rotmilans – bei ganz ähnlicher Breite der Phänologiekurve – vgl. MERCKER ET AL. 2023, dort Abb. 3.7 B; sowie PFEIFFER & MEYBURG 2022), gefolgt vom Seeadler (2,77 Stunden). Der Wespenbussard zeigt mit 1,23 Stunden eine recht geringe tägliche Flugaktivität und der Weißstorch mit 1,1 Stunden den niedrigsten Wert.

Die tägliche Flugzeit des Seeadlers von wenigen Stunden erscheint plausibel: Seeadler verbringen viel Zeit ansitzend in Gewässernähe und fliegen entsprechend weniger als bspw. die Milane. Tatsächlich wird für Seeadler dokumentiert, dass dieser 90 % von 24 Stunden nicht im Flug verbringt (LOVE 1983; BROWN & AMADON 1989; NADJAFZADEH ET AL. 2016 – insbesondere während Niederschlag), was etwa 2-3 Stunden Flugaktivität nahelegt. Der sehr geringe Wert des Weißstorchs von etwa 1,1 Stunden pro Tag ist ebenfalls nachvollziehbar, da diese Art einen Großteil der Nahrungssuche schreitend am Boden verbringt und nur für Ortswechsel oder Thermikflüge aufsteigt. Jüngste Studien weisen auf etwa 5 % Flugaktivität für diese Art hin (BARBRAUD ET AL. 2024), was einen Wert von 1,2 Stunden ergeben würde und damit in hohem Maße zu unseren Ergebnissen passt.

Der niedrige Wert von 1,23 Stunden für den Wespenbussard konnte im Zuge der Gespräche mit artspezifischen Expertinnen und Experten darüber plausibilisiert werden, dass Flüge dieser Art oft nicht der Nahrungssuche dienen, sondern meist mit Revierverhalten bzw. Abgrenzung assoziiert sind. Oft wird von erhöhten Warten sitzend oder aber laufend nach Nahrung gespäht – bei schlechtem Wetter (wenn die Beuteinsekten nicht aktiv sind) wird sogar oft über längere Zeit überhaupt nicht geflogen; die Flugaktivität der Weibchen wird im Durchschnitt auf unter einer Stunde pro 24 Stunden geschätzt. Der qualitative Verlauf (relativ breites Maximum zwischen 9 und 15 Uhr) deckt sich zudem hervorragend mit bisherigen diesbezüglichen Studien zu dieser Art und demonstriert deren enge Bindung an günstige Thermikverhältnisse (SÜDBECK ET AL. 2005; GELPKE ET AL. 2020).

Alle qualitativen und quantitativen Aspekte der tagesphänologischen Kurven erschienen den artspezifischen Expertinnen und Experten plausibel bzw. wurden gemeinsam plausibilisiert.

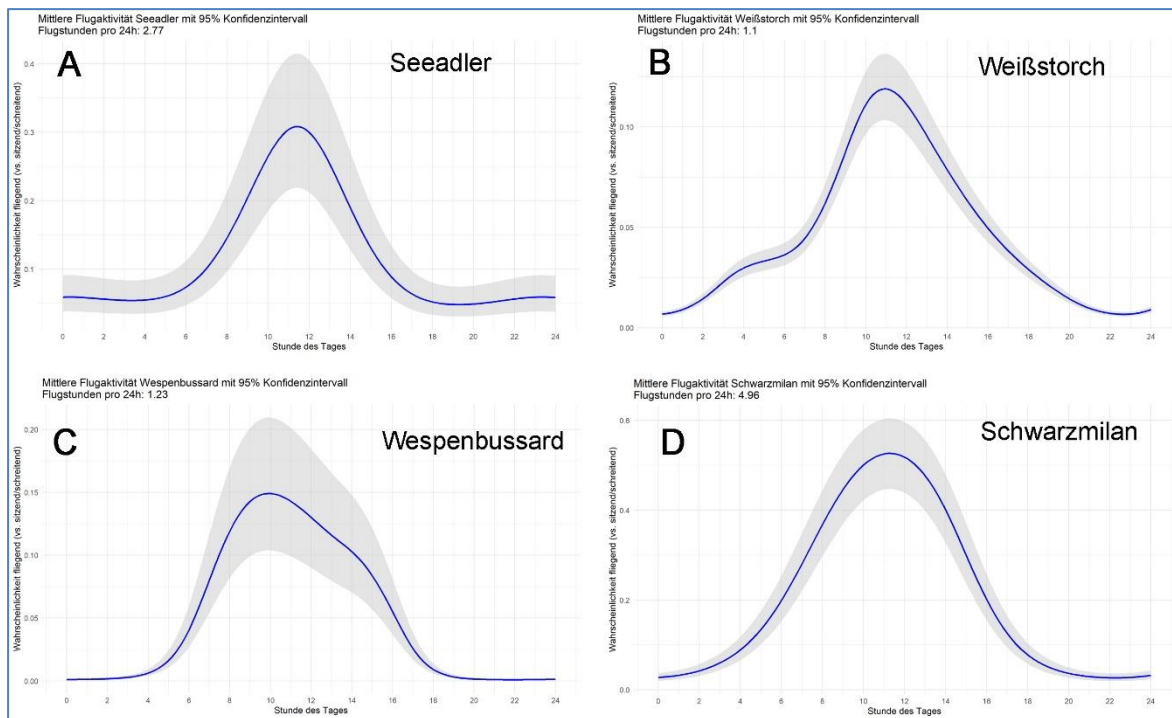


Abbildung 13: GAMM-basierte Analyse des relativen Anteils der Flugaktivität (blaue Linie, y-Achse) in Abhängigkeit von der Tageszeit (x-Achse). (A) Seeadler, (B) Weißstorch, (C) Wespenbussard und (D) Schwarzmilan. Grau schattierte Bereiche: 95%-Konfidenzintervalle.

3.5 Analyse des Ausweichverhaltens

Eine Macro-Avoidance oder -Attraktion (d. h. die Vermeidung oder Attraktion von ganzen Windparks) wurde (analog zu MERCKER ET AL. 2024a) im Zuge der Habitatselektion untersucht (vgl. Kap. 2.4.1). Es wurde für keine der untersuchten Vogelarten ein Effekt gemessen. Dies bedeutet, dass die Raumnutzung auf größerer Skala für alle betrachteten Arten während der Brutzeit in höherem Maße unabhängig davon ist, ob sich in räumlicher Nähe ein Windpark befindet oder nicht.

Die Ergebnisse zur artspezifischen Meso-, Micro- und Gesamt-Avoidance (letztere setzt sich aus dem kombinierten Effekt von Macro-, Meso- und Micro-Avoidance zusammen) sind in Abbildung 14 - Abbildung 16 gezeigt. Aufgrund des Fehlens an entsprechenden geeigneten Daten für den Weißstorch (nämlich Flügen durch WEA-Rotorkugeln) konnte für diese Art keine Micro-Avoidance ermittelt werden. Hier kann naturschutzfachlich vorsorglich der niedrigste im Rahmen dieser Studie gemessene Wert mit den größten Konfidenzintervallen (Seeadler) angenommen werden, was zur Folge haben könnte, dass das entsprechende RKR-Modell für diese Art keine bestmöglichen, sondern u. U. naturschutzfachlich konservative Schätzungen des Kollisionsrisikos vornimmt. Eine (kritische) Plausibilisierung der gemessenen Werte mit externen Daten findet sich im Kap. 3.7.

Als zusätzliche Validierung der gegenüber MERCKER ET AL. (2024a) angepassten Methodik (vgl. Kap. 2.7) wurde diese Vorgehensweise auf die uns im Rahmen der vorliegenden Studie verfügbaren Rotmilandaten im Umfeld von WEA angewendet. Für diese Art ergab sich dabei eine Gesamt-Avoidance von 0,974 (s. Abbildung 16), was sehr dicht an dem in MERCKER ET AL. (2024a) ermittelten

Wert von 0,976 liegt (dort wurden auch Kamera- und LRF-Daten integriert) und für eine hohe Robustheit dieser Messungen spricht – zumal es verglichen zu MERCKER ET AL. (2024a) größere Differenzen hinsichtlich Datengrundlage (in der vorliegenden Studie nur GPS-Trackingdaten) und Methodik gibt (vgl. Kap. 2.7). Für den Rotmilan ist zudem aktuell eine wissenschaftliche Publikation zum Ausweichverhalten durch die Autoren dieser Studie in Vorbereitung, welche bei ausschließlicher Nutzung von mehr als 70.000 Flugbewegungen mit validierten Eingangsdaten (exakter Standort, bekannte Anlagenparameter, etc.) für den Rotmilan ebenfalls etwa 98% Gesamt-Avoidance ermittelt.

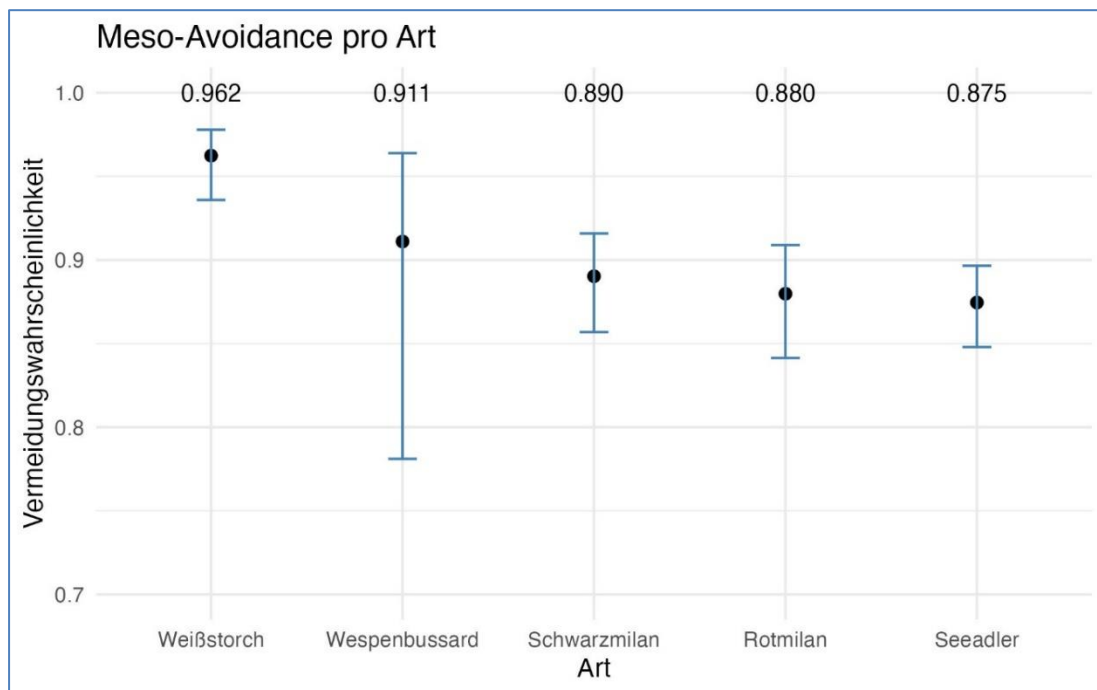


Abbildung 14: Die ermittelte artspezifische Meso-Avoidance (schwarze Punkte) nebst 95%-Konfidenzintervallen (blaue Fehlerbalken).

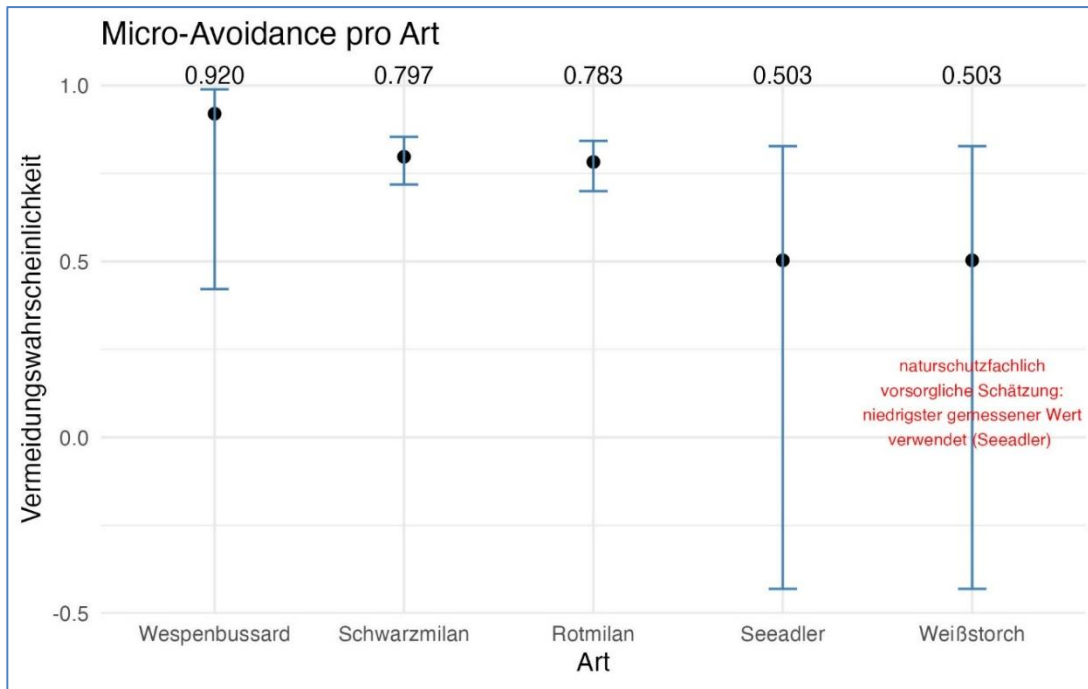


Abbildung 15: Die ermittelte artspezifische Micro-Avoidance (schwarze Punkte) nebst 95%-Konfidenzintervallen (blaue Fehlerbalken). Die Micro-Avoidance konnte aufgrund fehlender geeigneter Daten nicht für den Weißstorch ermittelt werden und kann daher naturwissenschaftlich vorsorglich auf den niedrigsten gemessenen Wert mit den größten Konfidenzintervallen (Seeadler) gesetzt werden. Alternativ kann sie naturwissenschaftlich stark konservativ auf 0 gesetzt werden.

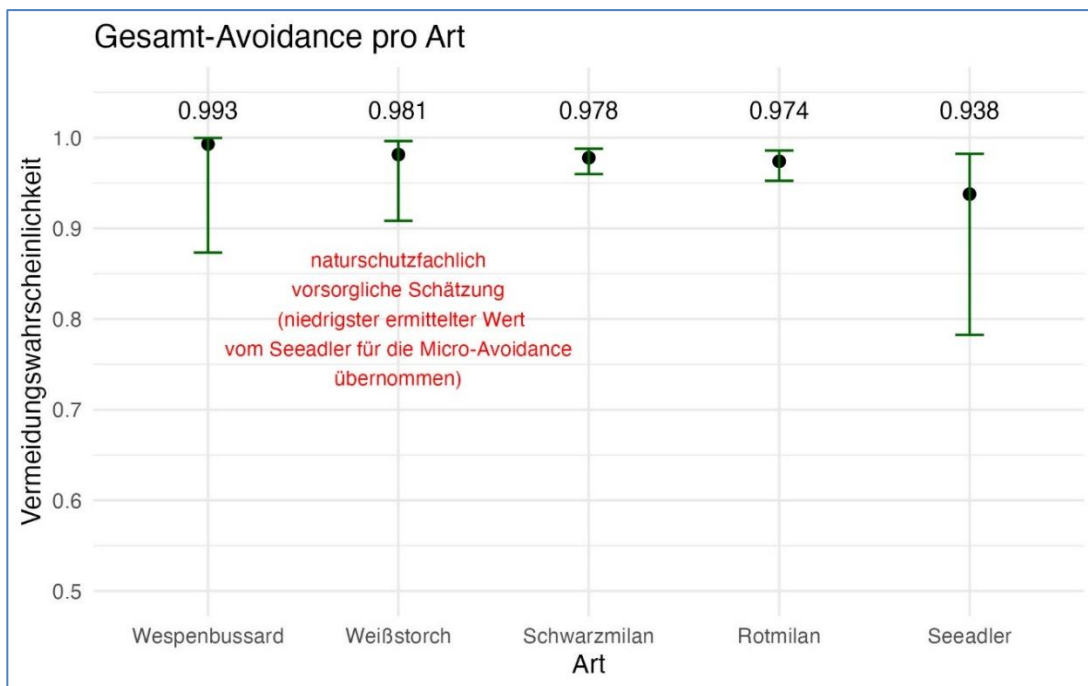


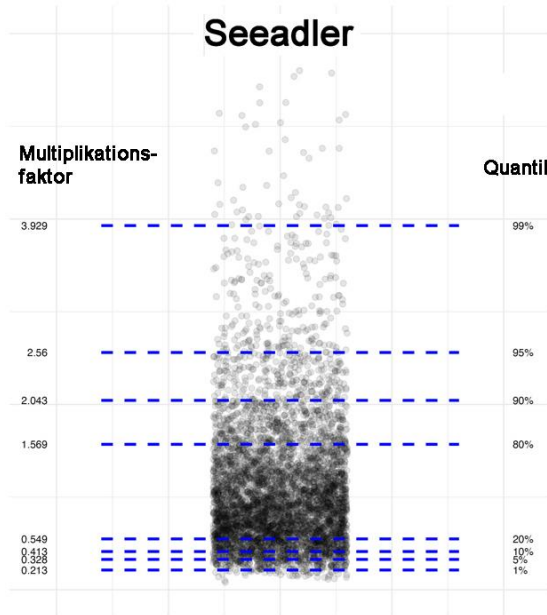
Abbildung 16: Die ermittelte artspezifische Gesamt-Avoidance (schwarze Punkte) nebst 95%-Konfidenzintervallen (grüne Fehlerbalken). Die Micro-Avoidance konnte aufgrund fehlender geeigneter Daten nicht für den Weißstorch ermittelt werden und es kann deshalb naturwissenschaftlich vorsorglich der niedrigste gemessene Wert mit den größten Konfidenzintervallen (Seeadler) mit der Meso-Avoidance des Weißstorchs kombiniert werden. Würde die Micro-avoidance für den Weißstorch alternativ (naturwissenschaftlich stark vorsorglich) auf 0 gesetzt werden, so entspräche die Gesamt-Avoidance für dieser Art deren Meso-Avoidance und läge somit bei 0,962.

3.6 Quantifizierung der Schätzunsicherheiten

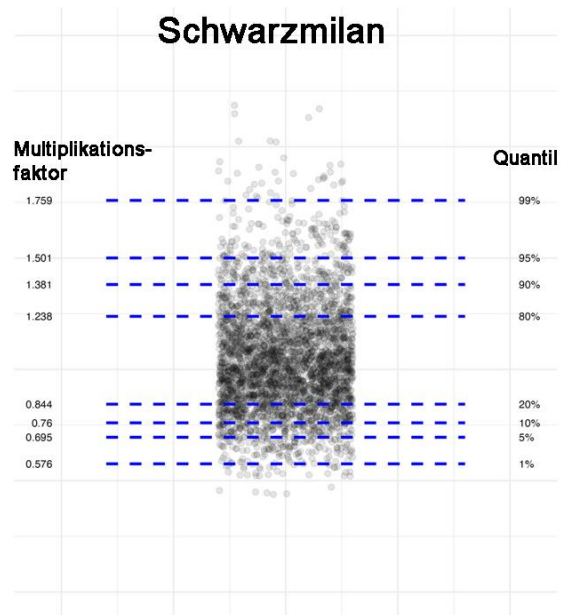
Die Messung der artspezifischen mittleren Varianz (und damit eine Abschätzung der Schätzunsicherheiten) bzgl. der final ermittelten RKR-Kollisionsrisiken erfolgte wie im Kap. 2.8 bzw. unter MERCKER ET AL. (2024a) beschrieben (dort Kap. 2.4.5). Die den Varianzschätzungen zugrundeliegenden Resample-Werte zeigten sich jedoch für alle betrachteten Arten in hohem Maße nicht-normalverteilt (im Gegensatz zu der Situation beim Rotmilan – vgl. MERCKER ET AL. 2024a), was dadurch zu erklären ist, dass die mittlere Streuung um den Mittelwert (aufgrund der geringeren Datengrundlage) für die betrachteten Arten deutlich höher ist, wodurch sich stärker auswirkt, dass die berechneten Kollisionsrisiken nach unten hin durch die Null beschränkt sind, nach oben jedoch unbeschränkt. Dies führte zu rechtsschiefen Verteilungen, die analytisch bspw. über eine Gammaverteilung approximiert werden könnten. Wie unten weiter ausgeführt, verwenden wir im Kontext von probabilistischen Betrachtungen der Schätzunsicherheiten jedoch geeignete Quantile, die keinerlei Annahmen an die Verteilung der Daten unterliegen (vgl. Abbildung 17).

Aus diesem Grund der nicht-normalverteilten Daten wurden zudem für die in der vorliegenden Studie betrachteten Arten keine Varianzkoeffizienten berechnet, da diese bei schiefen Verteilungen wenig aussagekräftig oder sogar irreführend sein können. Relevant für die Praxis (insbesondere im Kontext von Schwellenwerten) ist jedoch nicht der Varianzkoeffizient, sondern eine statistisch robuste Betrachtung der Fragestellung, wie man die mit den Kollisionsrisiken assoziierten Schätzunsicherheiten bspw. artenschutzfachlich vorsorglich mit den Kollisionsrisiken selbst verrechnen kann. Analog wie für den Rotmilan ausgeführt (vgl. MERCKER ET AL. 2024a), stellen wir uns also die Frage, mit welchem Faktor die berechneten Kollisionsrisiken artspezifisch multipliziert werden müssen, damit die Wahrscheinlichkeit, dass das tatsächliche Kollisionsrisiko unter diesem nach oben korrigierten Wert liegt, X ($X=80, 90, 95, 99$) % beträgt (vgl. Ausführungen MERCKER ET AL. 2024a, dort Kap. 2.4.5 und 2.4.6.5.). Der Quantilwert von 50 % würde das vom RKR-Modell selbst geschätzte Kollisionsrisiko (d. h., einen Multiplikationsfaktor von 1,0) repräsentieren. Diese Abschätzungen können auch bei stark nicht-normalverteilten Daten durchgeführt werden, basierend auf entsprechenden Quantilen der Resamples. Die Ergebnisse sind in und dargestellt. Da es neben der artenschutzfachlich vorsorglichen Berücksichtigung der Schätzunsicherheiten (wie in Tabelle 4 umgesetzt) auch Fragestellungen geben kann, in denen eine vorsorgliche Betrachtung auch aus einem anderen Blickwinkel bestimmt werden soll, finden sich in Abbildung 17 auch die Quantilwerte von < 50 % dargestellt. Wird das vom RKR-berechnete Kollisionsrisiko bspw. mit dem zum 20 %-Quantil angegebenen Faktor multipliziert, bedeutet dies, dass die Wahrscheinlichkeit, dass sich das tatsächliche Kollisionsrisiko *über* diesem korrigierten Wert befindet, bei 80 % liegt.

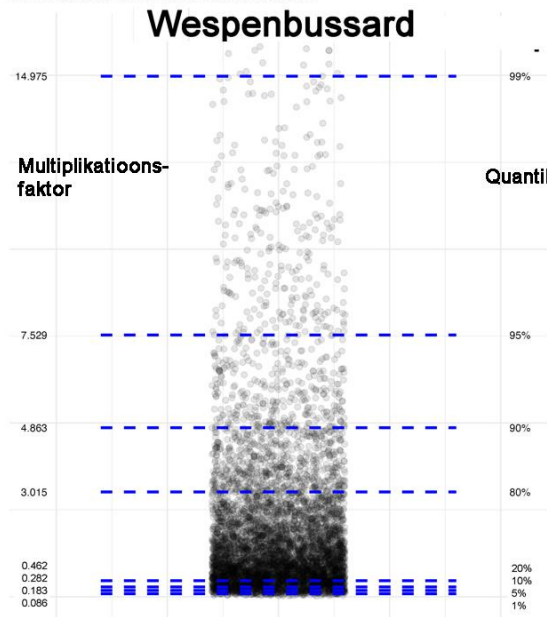
Quantile und Multiplikationsfaktoren im Kontext der RKR-Schätzunsicherheiten



Quantile und Multiplikationsfaktoren im Kontext der RKR-Schätzunsicherheiten



Quantile und Multiplikationsfaktoren im Kontext der RKR-Schätzunsicherheiten



Quantile und Multiplikationsfaktoren im Kontext der RKR-Schätzunsicherheiten

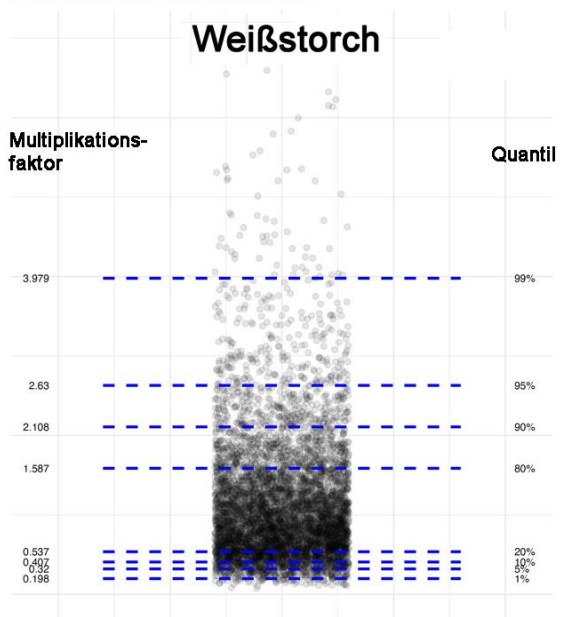


Abbildung 17: Visualisierung der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte (schwarze Punkte), welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Quantile sind mit blauen gestrichelten Linien angezeigt (Prozentwerte jeweils rechts), die damit assoziierten Werte („Multiplikationsfaktoren“ – s. Erklärung im Haupttext) finden sich jeweils auf der linken Seite der Linien dargestellt.

Tabelle 4: Quantile, welche die artspezifischen Schätzunsicherheiten des RKR-Modells abbilden. Die Tabellenwerte geben an, mit welchem Faktor die berechneten RKR-Kollisionsrisiken artspezifisch multipliziert werden müssen, damit das tatsächliche Kollisionsrisiko mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit unter diesem nach oben korrigiertem Wert liegt. Der 90%-Quantilwert des Schwarzmilan von 1,38 bspw. bedeutet, dass das vom RKR-Modell berechnete Kollisionsrisiko mit einem Faktor von 1,38 multipliziert werden müsste, damit das tatsächliche Kollisionsrisiko mit einer Wahrscheinlichkeit von 90% unter diesem nach oben korrigiertem Wert liegt.

| Quantil: | 80% | 90% | 95% | 99% |
|----------------------|------------|------------|------------|------------|
| Seeadler | 1,57 | 2,04 | 2,56 | 3,93 |
| Schwarzmilan | 1,24 | 1,38 | 1,50 | 1,76 |
| Wespenbussard | 3,02 | 4,86 | 7,53 | 14,98 |
| Weißstorch | 1,59 | 2,11 | 2,63 | 3,98 |

Die Tatsache, dass für den Wespenbussard die größten Unsicherheiten und für den Schwarzmilan die kleinsten Unsicherheiten gemessen werden, deckt sich gut mit der Anzahl an verfügbaren GPS-Trackingpunkten (hinsichtlich der Analyse von Habitatpräferenzen, Flughöhenverteilung und Tagesphänologie – vgl. Tabelle 1) im Zusammenspiel mit den Schätzunsicherheiten im Kontext des gemessenen Ausweichverhaltens (vgl. Abbildung 16). Alle für die vorliegenden Arten bestimmten Schätzunsicherheiten/Multiplikationsfaktoren liegen wie erwartet über den entsprechenden Werten des Rotmilans (vgl. MERCKER ET AL. 2024a, dort Kap. 2.4.5).

Die artspezifische Homogenität der Varianzen über die berechneten Fallkonstellationen hinweg (und damit die Frage nach der Übertragbarkeit der artspezifischen Schätzunsicherheiten auf unterschiedliche Fallkonstellationen) wurde separat für jede Art mit Hilfe des Levene-Tests untersucht (der robust gegenüber Nicht-Normalverteilung ist); für alle Arten zeigte sich dieser Test nicht-signifikant. Auch eine visuelle Inspektion der konstellationsspezifischen Varianzen (mittels Boxplots) weist für keine Art auf eine Verletzung der Homogenität der Varianzen hin (s. Abbildung 18).

Aus rein fachlicher Sicht – und nicht in rechtlicher Hinsicht – sind folgende Aspekte beim Thema Unsicherheiten im Kontext des RKR-Modells zu berücksichtigen und werden daher ergänzend ausgeführt:

Einige Modellparameter sind von besonderer Bedeutung, während andere eine untergeordnete Rolle spielen. Bei den zahlreichen, häufig gleichgewichtigen Parametern zur Habitatnutzung entstehen zwangsläufig zufällige, ungerichtete Schätzfehler, da diese Werte nicht exakt messbar sind. Diese zufälligen Abweichungen liegen mal leicht über, mal leicht unter dem wahren Wert. Die Größe dieser Fehler wird statistisch ermittelt und lässt sich beispielsweise mit dem Variationskoeffizienten (der Standardabweichung im Verhältnis zum Erwartungswert) charakterisieren. Auch wenn sich diese Fehler in einer konkreten Berechnung mit dem RKR-Modell nicht vollständig gegenseitig kompensieren, handelt es sich dabei nicht um einen systematischen Fehler im statistischen Sinne, sondern um reguläre Schätzunsicherheiten.

Eine besondere Stellung nimmt das Ausweichverhalten ein, da dieser Parameter einen deutlich stärkeren Einfluss auf das Modell hat als viele andere Variablen. In der Pilotstudie Probabilistik (ohne Unsicherheiten im Ausweichverhalten) lag der Variationskoeffizient bei 12 % (siehe Abschnitt 3.1.6 in MERCKER ET AL. 2023), während er in der Folgestudie Probabilistik (mit Unsicherheiten im Ausweichverhalten) auf 21,8 % (siehe Abschnitt 2.4.5 in MERCKER ET AL. 2024) anstieg. Dies zeigt, dass der zufällige Schätzfehler dieses Parameters die Gesamtunsicherheit des Modells wesentlich beeinflusst.

Für die praktische Anwendung bedeutet dies Folgendes: Wird der Wert des Ausweichverhaltens aufgrund einer geringen Datenmenge in einem konkreten Datensatz zufällig zu hoch oder zu niedrig geschätzt, so beeinflusst dies alle nachfolgenden Prognosen gleichermaßen, da dasselbe Modell mit den gleichen angenommenen Parametern an verschiedenen Standorten eingesetzt wird. Das kann dazu führen, dass Modellprognosen überwiegend in dieselbe Richtung vom wahren Wert abweichen. Fachlich handelt es sich dabei jedoch nicht um einen systematischen Fehler im statistischen Sinne – einen sogenannten „Bias“ – solange die Schätzung im Erwartungswert korrekt ist und keine Hinweise auf einen gerichteten Messfehler vorliegen. Es ist vielmehr die reguläre Folge der Anwendung eines einmal geschätzten Parameters, dessen Unsicherheiten sich auf alle damit ermittelten Prognosen in der ein oder anderen Weise übertragen.

Die Ergebnisse des RKR-Modells stellen damit – im Rahmen der verfügbaren Daten – die verlässlichsten und im Mittel unverzerrtesten Schätzungen nach dem Maximum-Likelihood-Prinzip dar, also den fachlich am wahrscheinlichsten erwartbaren Wert. Dass ein Parameter mit relativ großen Unsicherheiten und hohem Einfluss auf das Ergebnis, wie das Ausweichverhalten im RKR-Modell, in einzelnen realisierten Datensätzen erheblich vom wahren Wert abweichen kann und diese Abweichung sich dann auf alle konkreten Prognoseberechnungen gleichermaßen überträgt, ist aus statistischer Sicht erwartbar und kein Hinweis auf strukturelle Verzerrungen des Modells. Dieser Aspekt wird über die Quantifizierung der Unsicherheiten im Allgemeinen und konkret mit den Varianzschätzungen adäquat berücksichtigt.

Ein weiterer Punkt wird im Vergleich der beiden Modellvarianten mit und ohne Unsicherheiten des Ausweichverhaltens deutlich: Je mehr Effekte in einem Modell berücksichtigt werden, desto größer werden die ausgewiesenen Unsicherheiten. Dies ergibt sich daraus, dass in die Modellierung nur die Fehler der explizit erfassten Variablen einfließen. Nicht berücksichtigte oder unbekannte Einflussfaktoren („unknown unknowns“) sind naturgemäß nicht in der Quantifizierung der Gesamtunsicherheit enthalten. Da die wahren, in der Natur vorhandenen Werte nicht vollständig bekannt und auch nicht fehlerfrei messbar sind, müssen unvermeidbare Restunsicherheiten akzeptiert werden.

Für die praktische Anwendung im Verwaltungsvollzug ist ein verantwortungsvoller, sachgerechter und verhältnismäßiger Umgang mit den Unsicherheiten von zentraler Bedeutung. Parameter, die zuverlässig erfasst werden können, sollten genutzt werden, während nicht messbare oder unsichere Informationen als solche akzeptiert, mit Bedacht behandelt und nicht überbewertet werden sollten. Der Umgang mit Unsicherheiten im rechtlichen Rahmen erfordert jedoch eine separate, nicht rein fachliche Betrachtung.

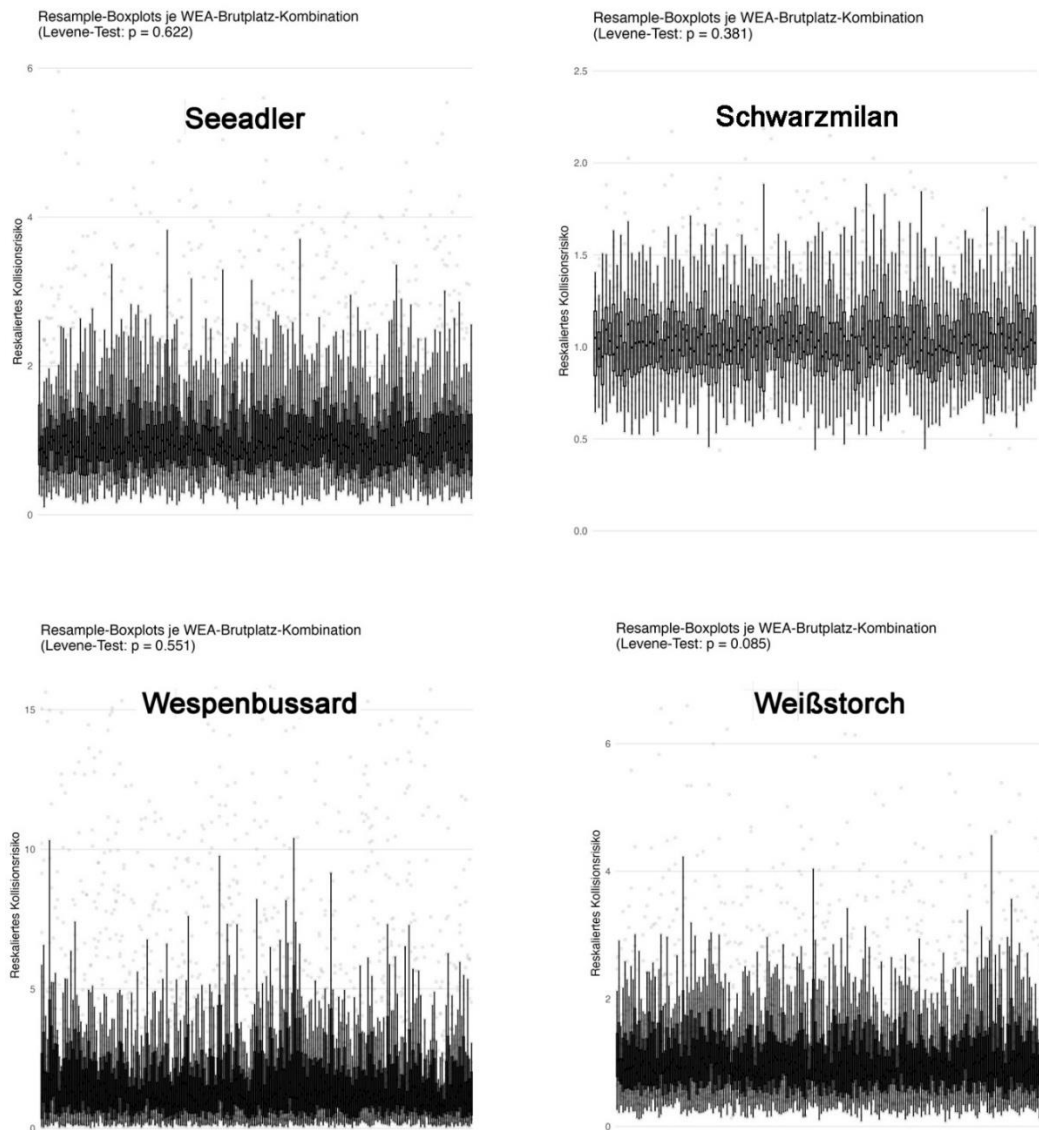


Abbildung 18: Boxplots (je WEA-Brutplatz-Kombination) der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte, welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Oberhalb jeder Grafik ist der p-Wert des artspezifischen Levene-Tests gegeben. Ein signifikantes Ergebnis würde darauf hindeuten, dass die Schätzunsicherheit in höherem Maße konstellationsspezifisch ist, d. h., sich mit dem Ort ändert.

3.7 Weitere Validierungen des Modells mit externen Daten („Dürr-Liste“)

Wie in Kap. 2.9 beschrieben, können die WEA-Vogelschlagopfer der sog. „Dürr-Liste“ (DÜRR 2025) mit aktuellen Bestandsschätzungen der betroffenen Arten aus Brandenburg verrechnet werden, um darüber ein Maß der artspezifischen relativen Kollisionsgefährdung zu erhalten. Unabhängig davon, ob die letzten 5, 10 oder 15 Jahre an Vogelschlagopfern zugrunde gelegt werden, ergibt sich daraus die folgende Reihenfolge der betrachteten Arten: Seeadler (mit der höchsten relativen Kollisionsgefährdung), gefolgt von Rotmilan, Schwarzmilan, Weißstorch und Wespenbussard mit der geringsten relativen Kollisionsgefährdung. Hier sei allerdings angemerkt, dass sowohl Auffind- als auch Meldewahrscheinlichkeiten artspezifische Unterschiede zeigen können, was entsprechende Verzerrungen zur Folge hätte.

In Übereinstimmung mit dieser empirisch beobachteten Reihenfolge der relativen Kollisionsgefährdung zeigten unsere Messungen des artspezifischen Ausweichverhaltens (insbesondere die der Gesamt-Avoidance) eine identische Reihenfolge (vgl. Kap. 3.5) – obwohl der direkte Vergleich der hier ermittelten Gesamt-Avoidances mit den Vogelschlagraten aus Brandenburg unter vielen Aspekten nur eingeschränkt möglich/sinnvoll ist, da das reale und das vom RKR-Modell berechnete Vogelschlagrisiko nicht nur vom Ausweichverhalten, sondern in höherem Maße u. a. auch von artspezifischen Habitatpräferenzen (im Zusammenspiel mit typischen WEA-Habitaten), der Flughöhenverteilung (im Zusammenspiel mit WEA-Rotordurchmesser und unterem Rotordurchlauf) und der tages- und jahresphänologischem Flugaktivität abhängt.

Aus diesem Grund wurden zusätzlich systematische RKR-Kollisionsrisikoprognosen ausgewertet, indem zu jeder Art diejenigen Berechnungen zugrunde gelegt wurden, die auf realen Brutplätzen der jeweils betrachteten Art und virtuell und zufällig platzierten WEA im 1-6 km Umfeld basierten (vgl. Kap. 2.8 und Regressionskurven im Anhang A.5). Die Betrachtung von realen WEA im Zusammenspiel mit den (realen) Brutplätzen war aufgrund der stark limitierten Anzahl an realen Brutplatz-WEA-Kombinationen nicht möglich. Hinsichtlich des artspezifischen Medians und Mittelwertes der berechneten Kollisionsrisiken ergab sich hier eine identische Reihenfolge wie die aus der „Dürr-Liste“ ermittelte (und im Rahmen der Gesamt-Avoidance gemessene), namentlich Seeadler (mit der höchsten relativen Kollisionsgefährdung), gefolgt von Schwarzmilan, Weißstorch und Wespenbussard mit der geringsten relativen Kollisionsgefährdung. Der Rotmilan wurde hier nicht berücksichtigt, da die Rechenzeiten pro Fallkonstellation (aufgrund der brutplatzspezifisch benötigten Variable „CostDist_tree“ – vgl. Kapitel 2.1.3 in MERCKER ET AL. 2024a sowie Kapitel 2.1.1.2 in MERCKER ET AL. 2024b) für die große Menge an Fallkonstellationen nicht innerhalb des Projektzeitraum umsetzbar gewesen wären war (und zudem diese Art nicht im Fokus der vorliegenden Studie ist).

Auch quantitativ zeigt sich eine sehr hohe Übereinstimmung zwischen den RKR-Berechnungen und den realen Daten basierend auf der Dürr-Liste: den RKR-Berechnungen nach liegt das mittlere Kollisionsrisiko des Seeadlers bei dem 51,1-fachen des Risikos des Wespenbussards; die aus der Dürr-Liste abgeleiteten Kollisionsopferaten (bezogen auf die Fundopfer der vergangenen 5 Jahre) unterscheiden sich zwischen diesen beiden Arten etwa um das 46,7-fache und bezogen auf die letzten 10 Jahre um den Faktor 48,4.

Die WEA-Vogelschlagfunde der „Dürr-Liste“ können, wie im Kap. 2.9 näher erläutert, zudem für die Validierung der RKR-Prognosen hinsichtlich des Seeadlers verwendet werden, indem untersucht wird, ob die vom Modell prognostizierten mittleren Risiken an WEA mit gefundenen Vogelschlagopfern tatsächlich höher sind als an zufällig ausgewählten Referenz-WEA (aus der gleichen Region und vergleichbaren Jahren). Für diese Analysen wurden die Daten zu Seeadler-Vogelschlagopfern der „Dürr-Liste“ mit flächendeckenden Brutinformationen dieser Art in Brandenburg verschnitten. Die Ergebnisse zeigen, dass sich in allen 4 betrachteten Szenarios (vgl. Kap. 2.9) die mittleren RKR-Prognosen der Kollisionsrisiken für die WEA mit gefundenen Vogelschlagopfern deutlich und signifikant von denen der Referenz-WEA unterscheiden: Werden sämtliche Altersklassen den Analysen zugrunde gelegt und Kollisionsrisiken für jede WEA-Brutplatz-Kombination separat betrachtet, so liegen die RKR-Prognosen der Kollisionsrisiken für den Datensatz 1 (WEA der „Dürr-Liste“ mit Seeadler-Kollisionsfunden) im Mittel um 35,2 % und im Median um 36,3 % höher als im Referenzdatensatz (Wilcoxon Ranksummentest: $p=0,0004$). Im Falle von ausschließlich adulten Vogelschlagopfern liegen diese Werte bei 38,1 % bzw. 43,6 % ($p=0,013$). Werden für jede WEA die Kollisionsrisiken über die Brutplätze im 10 km Umfeld aufsummiert, so liegen diese Werte für alle Altersklassen bei 42,8 % bzw. 29,8 % ($p=0,022$) und eingeschränkt auf adulte Vögel bei 62,8 % bzw. 75,4 % ($p=0,0322$).

Diese Unterschiede dürften zudem noch deutlich unterschätzt sein, da die zugrundeliegenden Daten verschiedenen Einschränkungen unterworfen sind, die (gegenüber den „Standard-RKR-Schätzungen“) zusätzliche Unschärfe eintragen, bspw.

- (1) dürfte es auch an den Referenz-WEA zu Seeadler-Kollisionen gekommen sein, sodass diese keinen optimalen Referenzdatensatz darstellen;
- (2) viele der berechneten Szenarien liegen deutlich mehr als 5 Jahre zurück, sodass die verwendeten Landnutzungsvariablen oft nicht den betrachteten Jahren entsprachen und daher nur eingeschränkt die Landnutzung des betrachteten Jahres wiedergaben;
- (3) die genauen WEA-Koordinaten waren im Kontext der „Dürr-Liste“ oft nicht direkt gegeben, sodass approximativ stattdessen mit Fundort-Koordinaten gearbeitet wurde;
- (4) vermutlich befindet sich unter den Kollisionsoptionen selbst bei den adulten Vögeln ein gewisser Anteil an Vögeln, die nicht von einem der umliegenden Brutplätze zuzuordnen sind (das RKR-Modell berechnet aber ausschließlich Kollisionsrisiken von Brutvögeln mit bekanntem Brutplatz);
- (5) wurde das RKR-Modell ausschließlich mit Daten von adulten Brutvögeln angepasst, nicht aber mit Daten zu Jungvögeln oder Nichtbrütern, die vermutlich aber regelmäßig unter den Vogelschlagopfern sind.

Aus diesen Gründen wurden auch keine weiterführenden Analysen (wie bspw. Korrelationen zwischen Kollisionsrisiko und der Entfernung zum Brutplatz) basierend auf diesen Daten durchgeführt.

Zusammenfassend konnte das RKR-Modell für die im vorliegenden Bericht behandelten weiteren für Deutschland relevanten Brutvogelarten – und insbesondere für den Seeadler – mit Hilfe der externen Vogelschlagdaten der „Dürr-Liste“ und flächendeckenden Brutplatzinformationen erfolgreich und vielfältig qualitativ und quantitativ validiert werden.

3.8 Analyse der Flughöhenverteilung

Die Ergebnisse zu den artspezifischen Analysen der Flughöhenverteilung sind in Abbildung 19 - Abbildung 26 gegeben. Die habitatübergreifend ermittelten Histogramme der Flughöhenverteilung zeigen plausible artspezifische Muster: Der **Seeadler** (Abbildung 19 A) nutzt den Luftraum mit relativ gleichmäßig fallender Intensität; insbesondere wird der Luftraum bis in über 1.000 m Höhe regelmäßig genutzt. Vergleiche der für den Seeadler ermittelten Flughöhen zu den Ergebnissen, wie in LIE DAHL ET AL. (2015) präsentiert, zeigen ganz ähnliche Verteilungen, die einzige deutliche Abweichung ist ein Peak bei etwa 25 m in den Histogrammen von LIE DAHL ET AL. (2015) der sich in unseren Histogrammen nur dann findet, wenn wir Sitz/Rast/Schreitpositionen mitberücksichtigen.

Der **Weißstorch** zeigt ein distinktes Flughöhenmaximum in dem Bereich 55-60 m, nutzt aber auch regelmäßig größere Höhen (vgl. A). Besonders auffällig ist, dass Flughöhen unter 40 m extrem selten genutzt werden. In Rücksprache mit den artspezifischen Expertinnen und Experten ist dies in hohem Maße plausibel, da diese Art diese Flughöhen i. d. R. ausschließlich beim Starten und Landen nutzt: Der Weißstorch ist ein großer Vogel, der am Boden nach Futter sucht. Im Gegensatz zum Seeadler fliegt er jedoch nicht im Zuge der Nahrungssuche über dem Gelände. Es ist sehr wahrscheinlich, dass er eine bestimmte Mindesthöhe erreichen muss, bevor er effektiv gleiten und dann segeln kann, um Energie zu sparen. Außerdem könnte es aufgrund seiner Größe und seiner eingeschränkten Manövrierfähigkeit physisch schwierig sein, in niedrigen Höhen zu fliegen.

Der **Wespenbussard** (Abbildung 23 A) zeigt ein Flugmaximum bei etwa 60 m, welches demjenigen Anteil der Flüge entsprechen könnte, bei denen nach Nahrung/geeigneten kleinräumigen Habitaten Ausschau gehalten wird. Ein großer Anteil der Flüge findet jedoch auch in größeren Höhen statt, was vor dem Hintergrund plausibel ist, dass es sich bei Flügen dieser Art, wie auch aus Gesprächen mit den Expertinnen und Experten hervorgeht, ganz überwiegend um Transit- oder Revierflüge handelt, die nichts mit der Nahrungssuche zu tun haben. Die regelmäßige Nutzung größerer Flughöhen wurde bspw. auch in GELPKE ET AL. (2020) beschrieben, wobei dort bei der Interpretation ggf. berücksichtigt werden muss, dass die Detektionswahrscheinlichkeit bei visuellen Beobachtungen mit zunehmender Höhe abnimmt.

Die Flughöhenverteilung des **Schwarzmilans** (vgl. Abbildung 25 A) zeigt eine Verteilung, die der des Rotmilans in hohem Maße ähnlich ist (vgl. PFEIFFER & MEYBURG 2022; MERCKER ET AL. 2023, 2024a), jedoch mit einem etwas niedrigerem Maximum (eher bei 20 statt bei 30 m) und einer etwas ausgeprägteren Nutzung größerer Flughöhen.

Hinsichtlich der die Flughöhe beeinflussenden Variablen zeigt sich für alle betrachteten Arten, dass ausschließlich solche Variablen selektiert werden, die Habitatanteile oder Distanzen auf der Skala von Kilometern messen und nicht auf der Skala von wenigen bis wenigen hundert Metern wie im Kontext der Habitatpräferenzanalysen (vgl. Kap. 3.3.1). Dies ist in hohem Maße plausibel, da eine auf kleiner Skala sich ändernde Flughöhe weder energetisch sinnvoll noch physikalisch umsetzbar ist, sondern eher großräumig an die Habitatverfügbarkeiten angepasst wird, im Gegensatz zur horizontalen Habitatselektion.

Für den **Seeadler** zeigt sich, dass er insbesondere über wasserreichen Bereichen und solchen mit hohen Anteilen von Grasland und Büschen/Sträuchern/Hecken und Einzelbäumen niedriger fliegt, was sehr gut zu den artspezifischen Präferenzen für wasserreiches, strukturiertes, natürliches, aber offenes Habitat passt.

Der **Weißstorch** fliegt ebenfalls niedriger in wasserreichen Gegenden und zudem umso niedriger, je dichter er seinem Brutplatz kommt – letzteres analog zum Rotmilan (vgl. MERCKER ET AL. 2024a), und Wespenbussard.

Der **Wespenbussard** fliegt zudem niedriger bei hohen Dichten von Büschen, Sträuchern, Hecken und Einzelbäumen sowie bei hohen Walddichten. Auch wenn letzteres auf den ersten Blick unplausibel erscheint, so müssen den Gesprächen mit den Expertinnen und Experten nach zwei Sachverhalte berücksichtigt werden, die diese Ergebnisse plausibilisieren könnten: erstens hält sich diese Art hinsichtlich der Brutplatzwahl und der Habitatnutzung per se schon fast ausschließlich in baumreichen Gebieten auf, sodass „niedrige“ Walddichte in diesem Fall vermutlich diejenigen Waldbereiche charakterisieren, die etwas offener sind bzw. Übergangs- und Randbereiche darstellen, was typische Jagdgebiete für diese Art sind. Zweitens könnte es sein, dass kürzere Flüge unter dem Baumkronendach ggf. aus GPS-Abschirmungs- oder -verzerrungsgründen nicht als solche detektiert werden und damit in den Daten unterrepräsentiert sind, was jedoch im Kontext des RKR-Modells (aufgrund des unter den Baumkronen fehlenden Kollisionsrisikos) als unproblematisch erachtet wurde.

Der **Schwarzmilan** fliegt umso niedriger, je höher die Gewässerdichte ist, was gut zu der Beobachtung passt, dass diese Art (u. a. bei der Nistplatzwahl) eine hohe Präferenz für Gewässer zeigt (vgl. z. B. SERGIO ET AL. 2003). Zudem fliegt er bei hohen Dichten von Freileitungstrassen höher – ein Ausweichverhalten an Freileitungen durch Höhenänderung verschiedenster Vögel wurde in vielfältigen Studien belegt (z. B. JÖDICKE ET AL. 2018; LIESENJOHANN ET AL. 2019; REINHARDT ET AL. 2025).

Alle Ergebnisse zu den habitatabhängigen und -übergreifenden Flughöhenverteilungen wurden gemeinsam mit den Expertinnen und Experten plausibilisiert, welche für die jeweilige Vogelart spezialisiert sind.

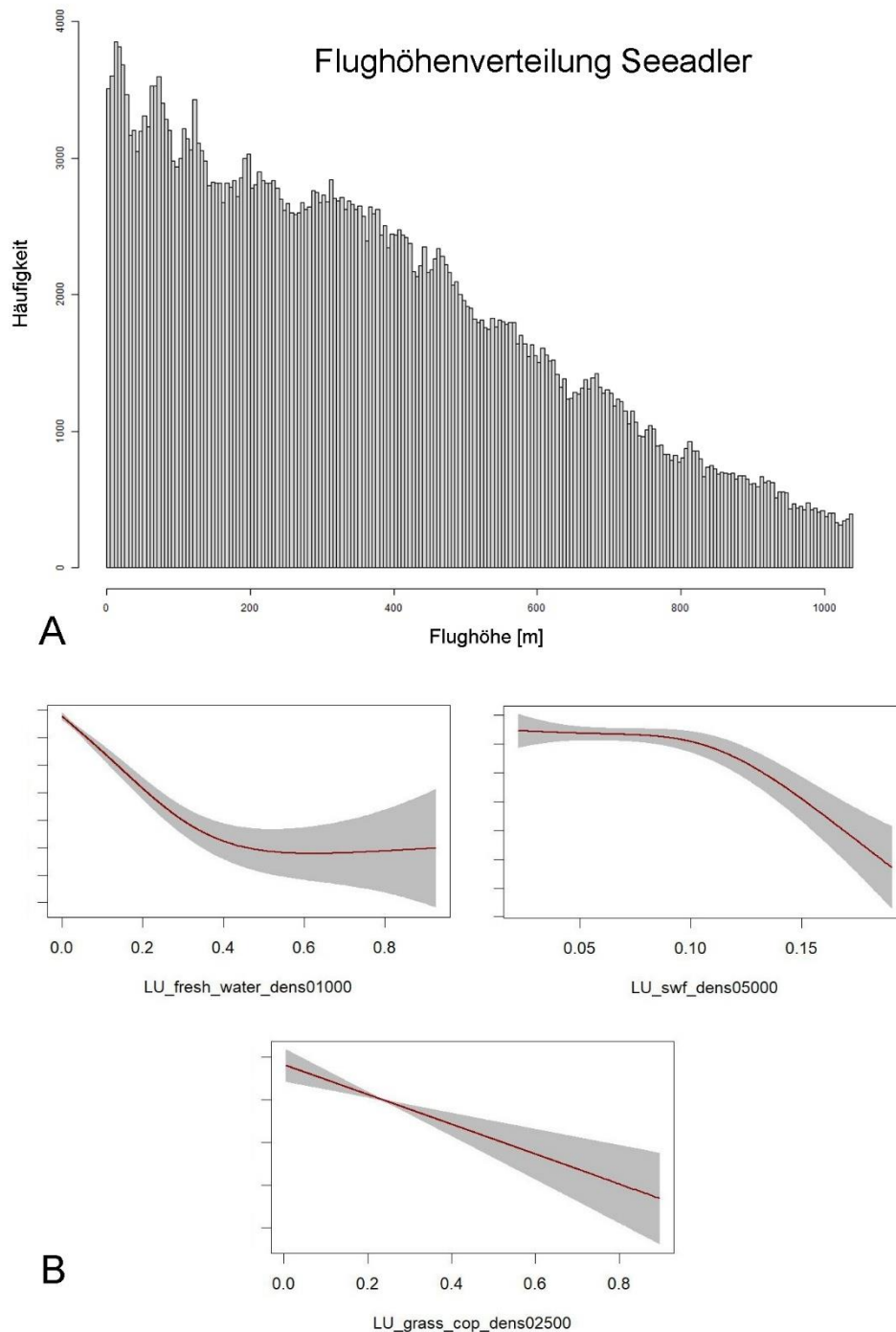


Abbildung 19: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Seeadler (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 20. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

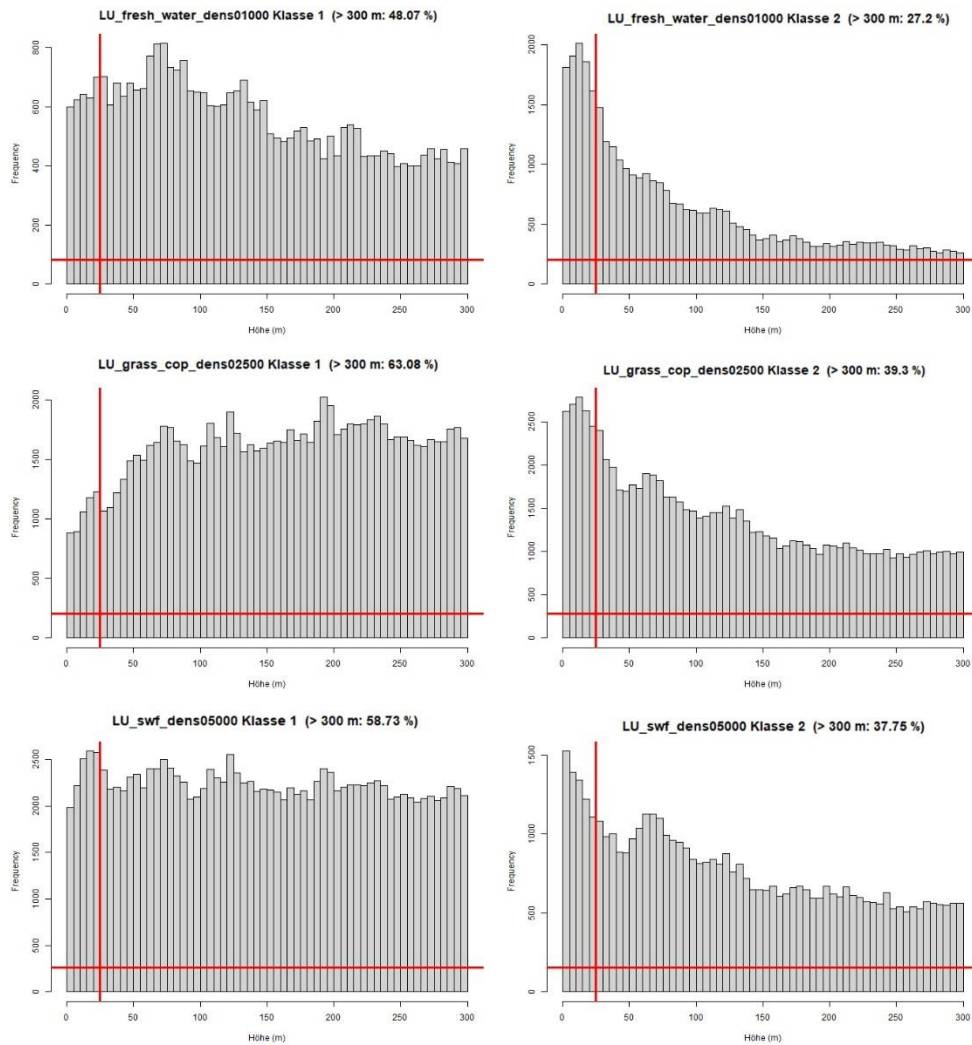


Abbildung 20: Histogramme der Flughöhenverteilung des Seeadlers über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 19 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Gewässerdichte im 1 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); mittlere Zeile: Graslanddichte im 2,5 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); untere Zeile: Dichte von Gebüsch, Hecken, Sträuchern und Einzelbäumen im 5 km Umfeld (links geringe Dichte, rechts hohe Dichte). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. „Klasse 1“ steht jeweils für niedrige Dichten und höhere Klassen entsprechend für höhere Dichten des jeweiligen Parameters. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

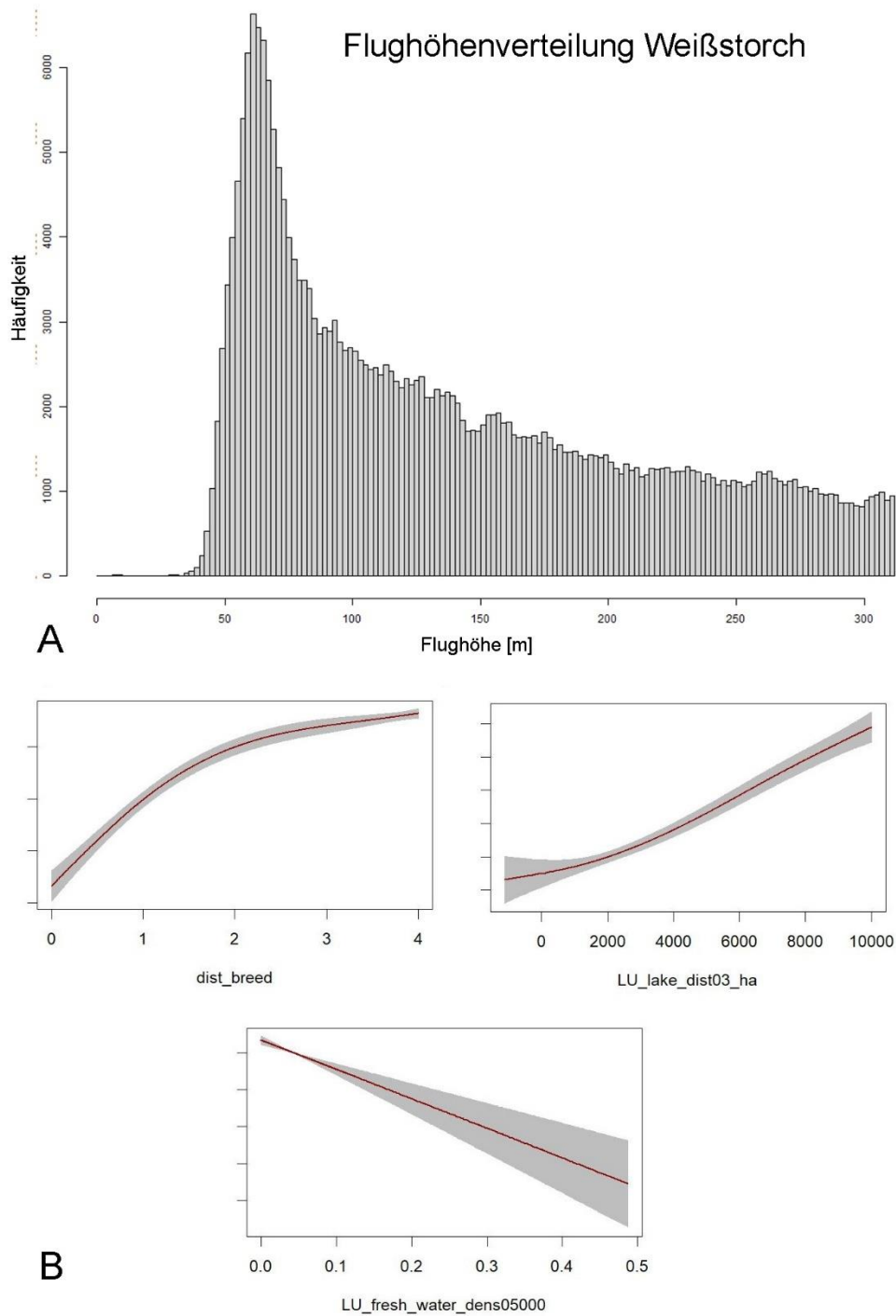


Abbildung 21: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Weißstorch (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 22. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

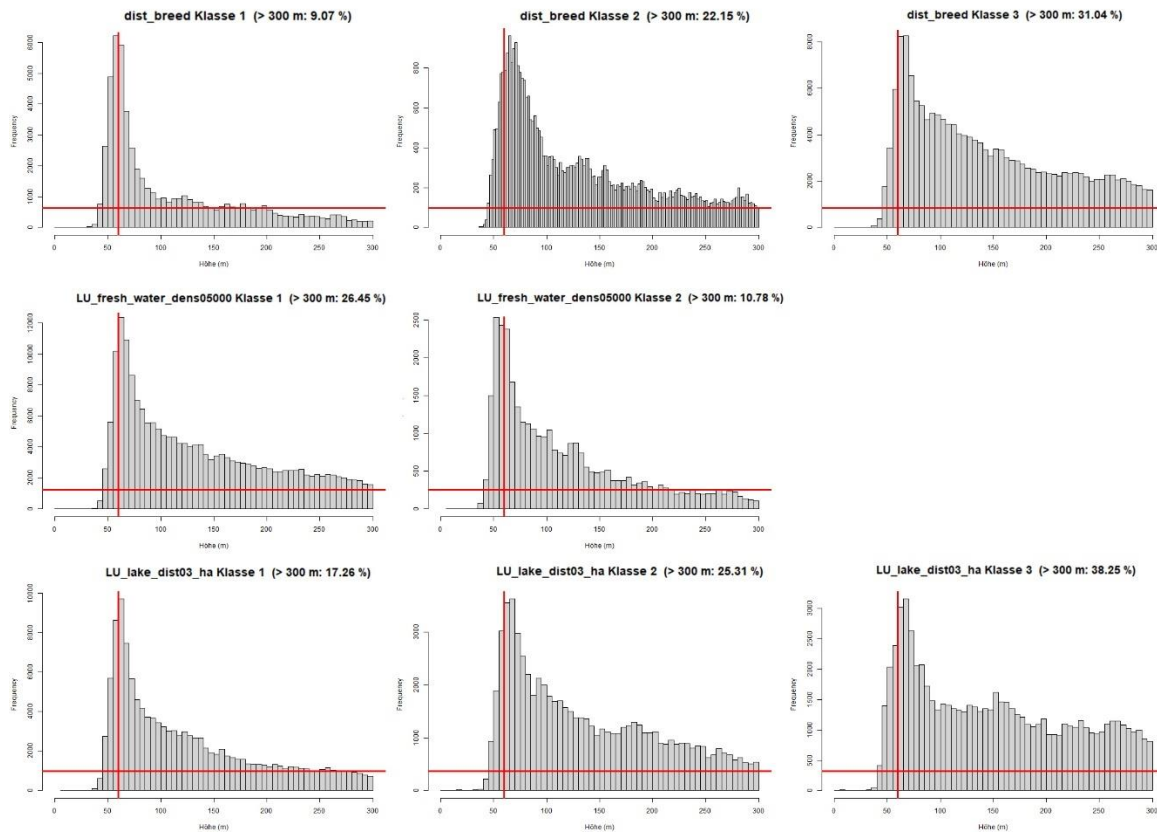


Abbildung 22: Histogramme der Flughöhenverteilung des Weißstorchs über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 21 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zum Brutplatz (links niedrige, dann mittlere, rechts hohe Distanz); mittlere Zeile: Gewässerdichte im 5 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); untere Zeile: Distanz zu Seen einer Größe von mindestens 3 ha (links geringe Distanz, dann mittlere, rechts hohe Distanz). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

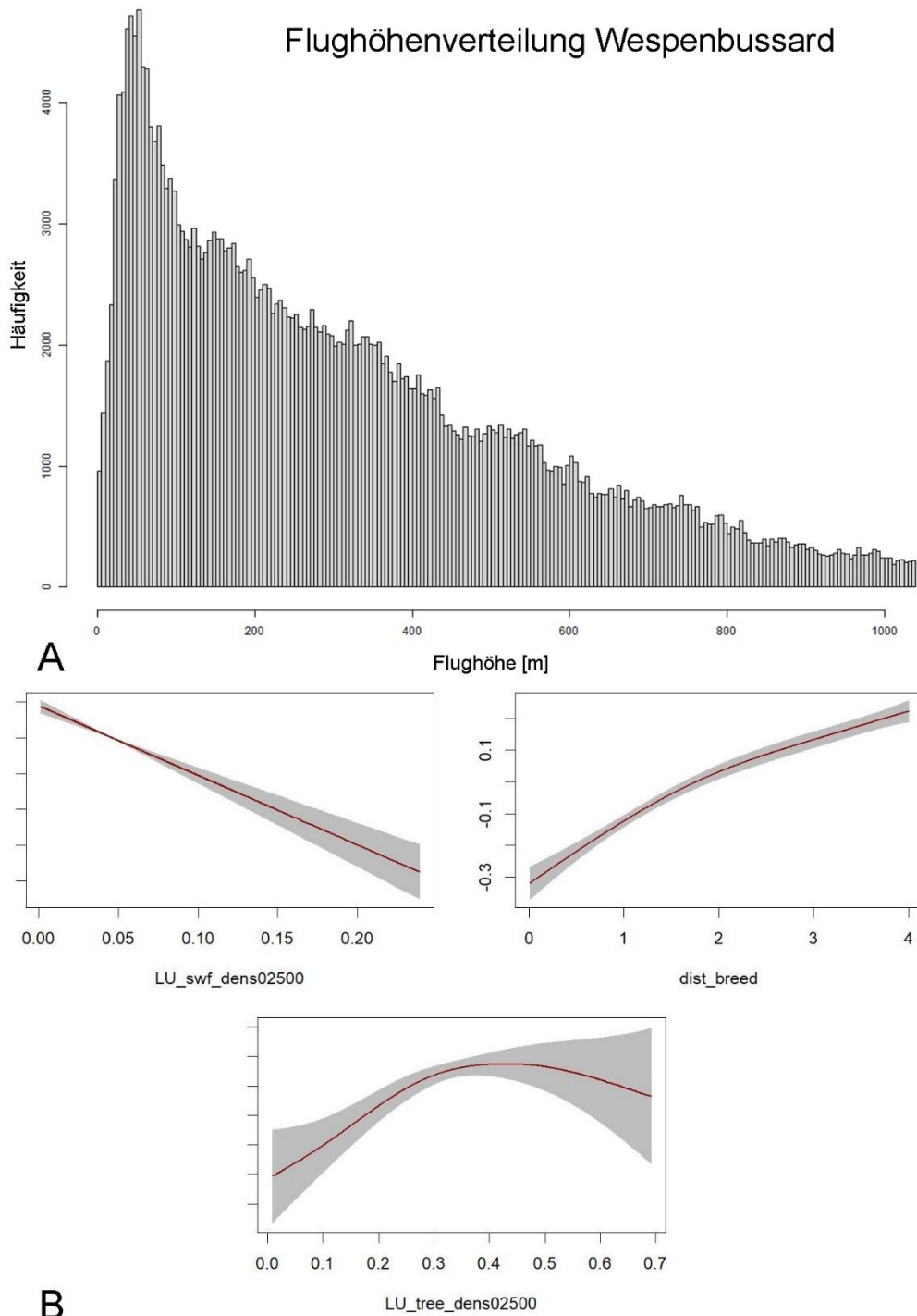


Abbildung 23: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Wespenbussard (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 24. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

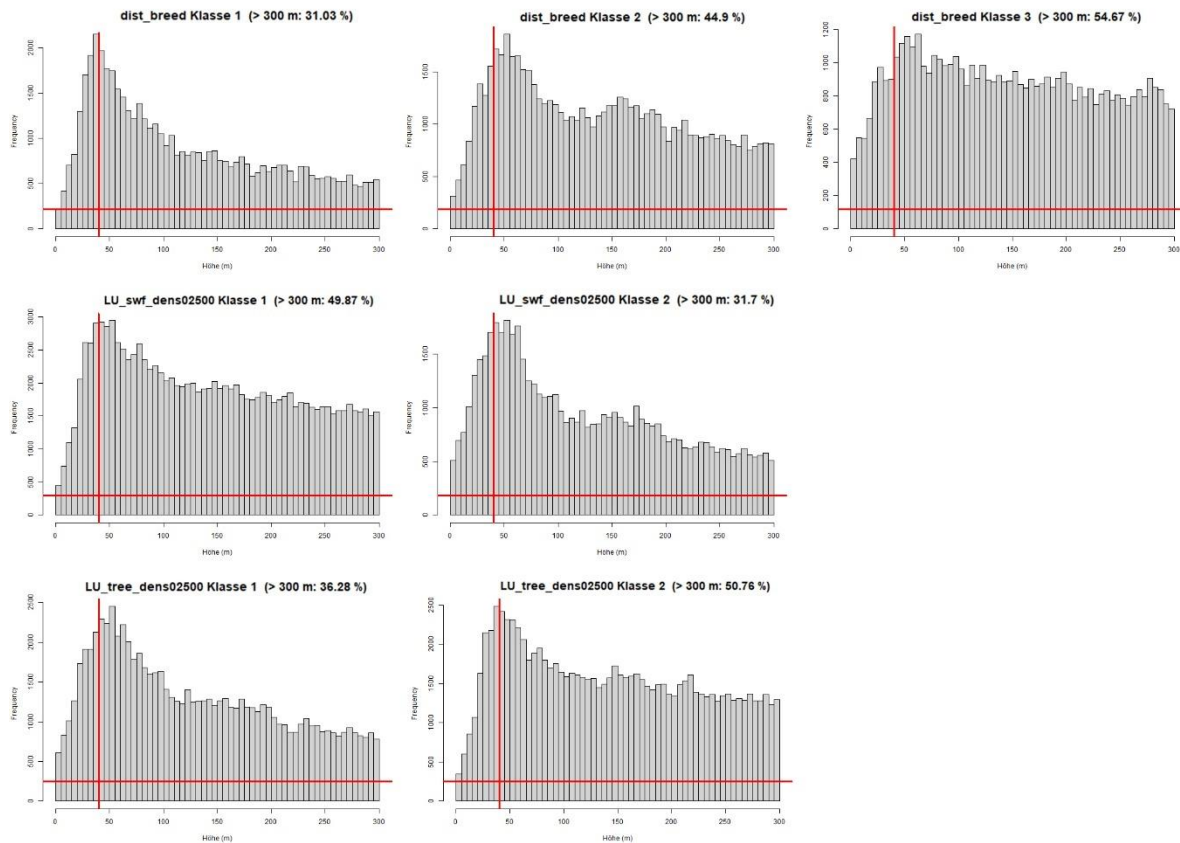


Abbildung 24: Histogramme der Flughöhenverteilung des Wespenbussards über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 23 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zum Brutplatz (links niedrige, dann mittlere, rechts hohe Distanz); mittlere Zeile: Dichte von Hecken, Gebüsch, Sträuchern und Einzelbäumen im 2,5 km Umfeld (links niedrige, rechts hohe Dichten); untere Zeile: Baumdichten (links relativ geringe Dichten im Brutrevier, rechts hohe Dichten im Brutrevier). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablenamen finden sich im Anhang A.1.

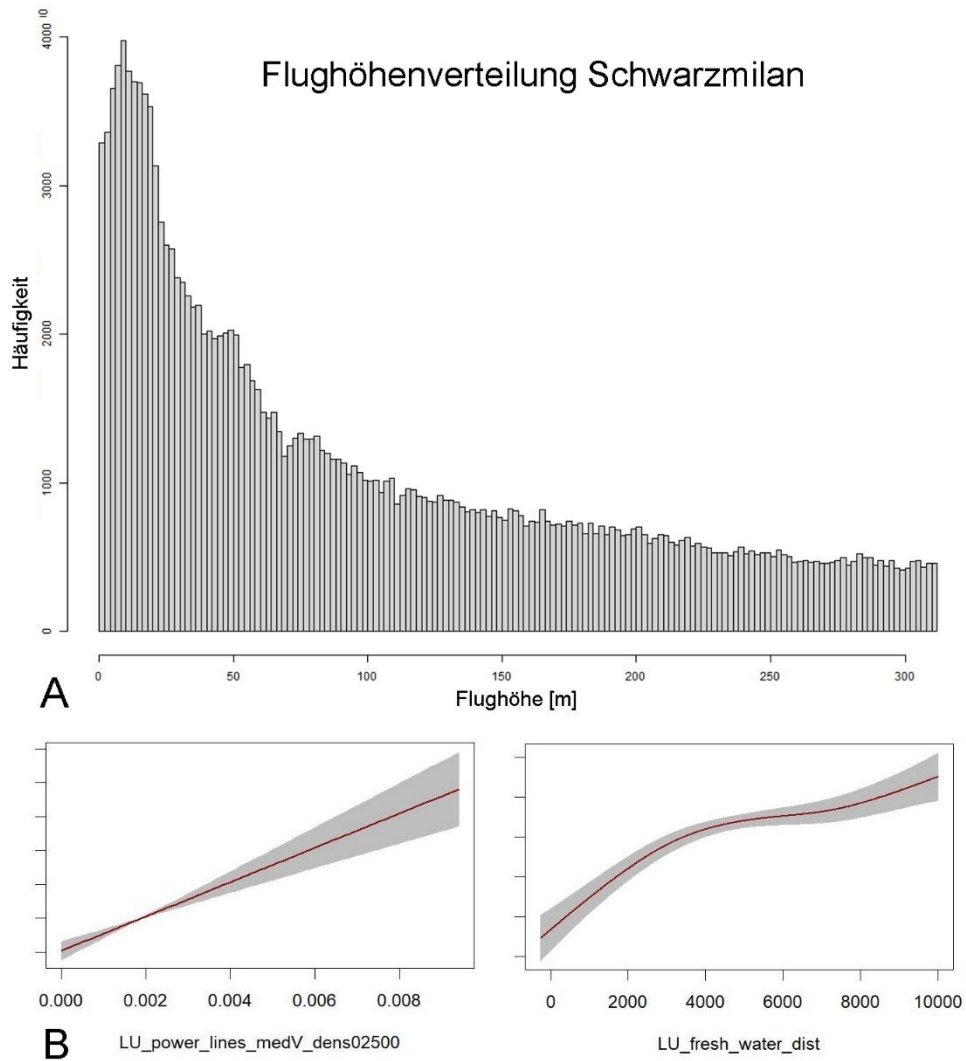


Abbildung 25: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Schwarzmilan (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Für die Definition/Interpretation dieser Variablen vgl. Legende in Abbildung 26. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

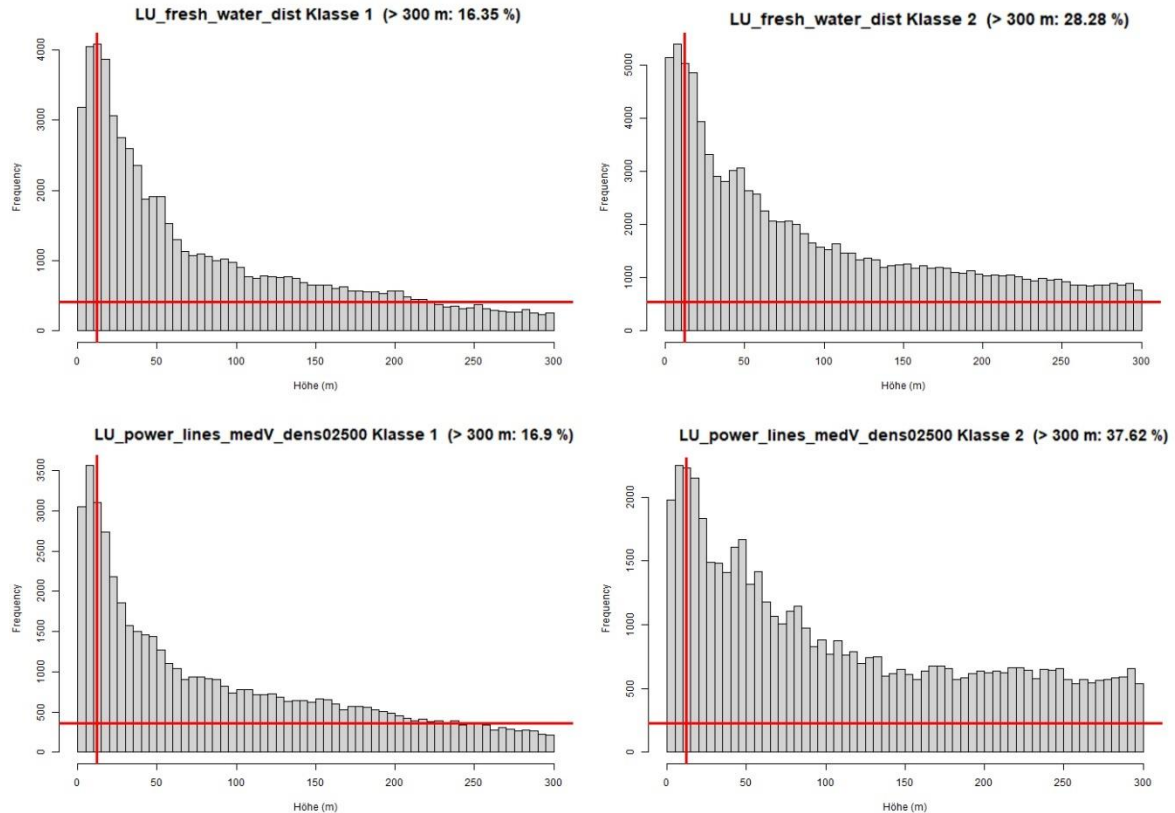


Abbildung 26: Histogramme der Flughöhenverteilung des Schwarzmilans über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 25 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zu Gewässern (links niedrige, rechts hohe Distanz); untere Zeile: Freileitungsdichten im 2,5 km Umfeld (links geringe Dichten, rechts hohe Dichten). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablenamen finden sich im Anhang A.1.

4 AUSBLICK

Das RKR-Modell kann nach dem jetzigen Stand der Dinge für die in diesem Projekt betrachteten vier Arten (plus Rotmilan) plausible und nachvollziehbar validierte Ergebnisse für die Habitatnutzung, die Raumnutzung und letztendlich das Kollisionsrisiko der betrachteten Brutvogelarten erbringen. Es wird angenommen, dass sowohl die Datenbasis (GPS-Daten, Kamera-Daten etc.) in naher Zukunft weiter wachsen wird, als auch mögliche Verbesserungen der GPS-Sender und der Kamertechnik sowie statistischer Methoden stattfinden werden. Angesichts dessen wird empfohlen, vorliegende RKR-Modelle in einem regelmäßigen Rhythmus – z. B. alle 3-5 Jahre – zu aktualisieren und regelmäßig zu evaluieren.

Um solche Aktualisierungen zu ermöglichen, wäre es hilfreich, u.a. die folgenden Prozesse zu initiieren:

- Gezieltes Besondern derjenigen kollisionsgefährdeten Brutvogelarten, welche im §45b Abschnitt 1 Anlage 1 B NatSchG aufgeführt sind, für welche aber noch kein RKR-Modell angepasst ist; das sind insbesondere Rohr-, Wiesen- und Kornweihe, Fisch- und Schreiadler; es sollten dem aktuellen Stand der Technik entsprechende Sender genutzt werden. Auch eine Besenderung von Baum- und Wanderfalke wäre wünschenswert; da hierfür vergleichsweise leichte Sender genutzt werden müssen, ist es erst sinnvoll, wenn solche Sender mit der entsprechenden Technik verfügbar sind.
- Um sowohl Daten für Arten, für die das RKR-Modell schon angepasst wurde als auch für weitere Arten vor allem Flugdaten in der Nähe von WEA zu erhalten (Meso- und Micro-Avoidance), sind Kamera- und LRF-Daten aus Forschungsprojekten und mit Antikollisions-systemen ausgestatteten Windparks, wenn möglich, verpflichtend und standardisiert zur Verfügung zu stellen. Wichtige Parameter sind: Flugbahn mit Zeitstempel, Schätzung des örtlichen Fehlers, WEA Standort, WEA-Dimensionen und zeitaufgelöste WEA-Ausrichtung.
- Bzgl. der WEA-Daten wäre es wünschenswert, wenn großräumig verfügbare und qualitätsgesicherte Datensätze (wie der von MANSKE ET AL. 2022) weiter gepflegt werden.
- Aufgrund stetiger technischer Verbesserungen im Bereich der GPS-Sender (mit zunehmend zeitlich hochaufgelösten Positionsdaten im unmittelbaren WEA-Umfeld) und des zunehmenden internationalen Datenaustausches (z.B. erwartbarer Erkenntnisgewinn durch Nutzung kollisionskritischer Flüge von in den Niederlanden besenderten Seeadlern), sind in den nächsten Monaten und Jahren kontinuierliche Fortschritte bei der Bestimmung des artspezifischen Ausweichverhaltens zu erwarten. Es wird empfohlen, den entsprechenden Berechnungsalgorithmus bzw. die dort verwendeten Parameter regelmäßig an den aktuellen Wissensstand anzupassen.

Jüngste Ansätze, die die Raumnutzungsprognosen des RKR-Modells mit Brutwahrscheinlichkeitsmodellen verknüpfen (vgl. STEINKAMP ET AL. 2025), erlauben es zudem, die hier angepassten Modelle nicht nur im Kontext der Genehmigungsebene, sondern auch großflächig und damit auf der planarischen Ebene anzuwenden.

Die RKR-Modelle ermöglichen es, das vorhabenbezogene Kollisionsrisiko zu ermitteln und können schon damit perspektivisch zur Lösung möglicher oder vermeidbarer artenschutzrechtlicher

Konflikte beitragen. In der in Deutschland durch die Artenschutzgesetzgebung festgelegten Genehmigungspraxis sind diese Ergebnisse vollumfänglich erst durch die Festsetzung von Schwellenwerten einsetzbar; solch ein Schwellenwert, welcher aktuell noch nicht vorliegt, wird vom Gesetzgeber gesetzt und legt fest, ab wann ein WEA-Vorhaben das Tötungsrisiko für die anwesenden kollisionsgefährdeten Brutvogelarten signifikant² erhöht.

² Der Begriff „signifikant“ ist nicht im statistischen Sinne zu verstehen; vielmehr handelt es sich um einen Rechtsbegriff, der in § 45b BNatSchG normiert wurde.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Das Projekt „RKR-Modell_pro“ setzt die Entwicklung des Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodells (RKR-Modell) fort, welches in den Vorläuferstudien zunächst konzipiert und für den Rotmilan fachlich ausgestaltet wurde. Vor diesem Hintergrund untersucht das vorliegende Projekt die Übertragbarkeit und Erweiterung des RKR-Modells auf weitere gemäß § 45b Abschnitt 1 Anlage 1 BNatSchG kollisionsgefährdete Brutvogelarten von hoher naturschutzfachlicher und genehmigungsrechtlicher Relevanz. Aufgrund der Verfügbarkeit von Daten wurden aus den 15 im BNatSchG gelisteten Arten Seeadler, Weißstorch, Schwarzmilan und Wespenbussard ausgewählt.

Der Kaiseradler (s. Anhang A.4) wurde hinzugefügt, da dies die einzige weitere mitteleuropäische kollisionsgefährdete Brutvogelart ist, von der derzeit qualitative und quantitative Vogelbewegungsdaten für eine Anpassung des RKR-Modells zur Verfügung standen. Die aktuelle Brutverbreitung des Kaiseradlers im Nordosten von Österreich, welche in den letzten Jahren stark zugenommen hat, grenzt an Tschechien und Deutschland; eine Ausbreitung dieser Population nach Deutschland wird mittelfristig erwartet (<https://www.birdlife.at/voegel/kaiseradler/>); einen ersten Brutversuch gab es 2025 in Niederbayern (KÖNIG et al. 2025).

Die Grundlage des vorliegenden Projekts bilden für diese Arten umfangreiche GPS-Trackingdaten, ergänzt durch Laser-Rangefinder- und Kameradaten, Brutplatzinformationen sowie eine umfassende Auswahl relevanter Landnutzungsvariablen – im Zusammenspiel mit statistischen Methoden, die ganz überwiegend bereits in den vorherigen Projekten am Beispiel des Rotmilans etabliert und validiert wurden. Auf dieser Basis wurden für die vier betrachteten Vogelarten spezifische RKR-Modelle angepasst, die u. a. empirisch-statistisch gemessene Zusammenhänge bzgl. der Habitatpräferenzen, Flugaktivität, Flughöhenverteilung und Brutplatznähe zusammenführen. Ein besonderer Schwerpunkt lag auf der Untersuchung des Ausweichverhaltens (Meso- und Micro-Avoidance) im Umfeld von WEA. Ergänzend wurden Schätzunsicherheiten der gemessenen Effekte und potenzieller örtlicher Bias systematisch quantifiziert, um die Robustheit und Repräsentativität der Ergebnisse einzuordnen.

Die Resultate zeigen, dass das RKR-Modell erfolgreich an die vier untersuchten Arten angepasst ist. Die Modellprognosen liefern gegenüber bisherigen allein abstandsorientierten Annahmen nach BNatSchG differenziertere und verbesserte Einschätzungen der Raumnutzung und somit des Kollisionsrisikos. Für Seeadler, Weißstorch, Schwarzmilan und Wespenbussard konnte gezeigt werden, dass die derzeitige Datengrundlage keine regional oder überregional variierenden Habitatpräferenzen nahelegt.

Für alle betrachteten Arten liegen somit erstmals umfassende quantitative Grundlagen zu Flugverhalten, Tages- und Jahresphänologie sowie zu den Flughöhenverteilungen vor. Es wird für alle vier in Deutschland relevanten Arten demonstriert, dass kein messbarer örtlicher Bias vorliegt und die Stärke der artspezifischen Schätzunsicherheiten, die mit den final berechneten Kollisionsrisiken assoziiert sind, wird quantifiziert dargestellt.

Die Validierungen anhand externer Datensätze, Totfundlisten und unabhängiger Bewegungsdaten stützen die Tragfähigkeit des Modells. Alle Ergebnisse wurden gemeinsam mit Expertinnen und Experten plausibilisiert, welche besondere Erfahrung und Kenntnisse der jeweiligen Arten haben.

Mit der Erweiterung auf Seeadler, Weißstorch, Schwarzmilan und Wespenbussard wurde gezeigt und umgesetzt, dass auch für diese Arten probabilistische Methoden geeignet sind, eine realistische, standardisierte und bundesweit übertragbare Bewertungsgrundlage zu liefern. Die im Projekt

erarbeiteten artspezifischen Anpassungen der Berechnungsvorschrift ermöglichen es zudem, Kollisionsrisiken transparent, nachvollziehbar und standardisiert für diese weiteren Arten zu berechnen.

Perspektivisch sollten weitere Arten integriert, die Datengrundlage für die bereits betrachteten Arten verbessert und die Validierung des RKR-Modells mit externen Daten kontinuierlich fortgeführt werden, um die Prognosekraft des RKR-Modells weiter zu erhöhen. Insbesondere wäre es wünschenswert, wenn zukünftig gezielt Datenlücken gefüllt werden (s. Liste in Kap. 3.8 Analyse der Flughöhenverteilung).

Um das RKR-Modell für nun fünf der fünfzehn kollisionsgefährdeten Brutvogelarten in der Genehmigungspraxis für WEA-Vorhaben in Deutschland einsetzen zu können, bedarf es der Schwellenwertsetzung durch den Gesetzgeber, welche noch nicht vorliegt; solch ein Schwellenwert setzt fest, ab wann ein mit dem RKR-Modell errechnetes vorhabenbezogenes Kollisionsrisiko in einer signifikanten (s. oben Fußnote 2) Erhöhung des Tötungsrisikos resultiert.

6 DANKSAGUNG

Die vorliegende Studie wurde als Mikroprojekt „RKR-Modell_pro“ gefördert durch den Projektträger Jülich (PtJ) mit Mitteln des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie (BMWK, jetzt BMWE); FKZ 03EEM2002.

Wir möchten uns herzlich bedanken bei den Mitgliedern der Unterarbeitsgruppe 2 “Probabilistik” und der projektbegleitenden Arbeitsgruppe, welche uns stets hilfreich für die Beantwortung von Fragen zur Verfügung standen bzw. eigene Kommentare und Anmerkungen zu unserer Arbeit gegeben haben.

Die Unterarbeitsgruppe 2 setzt sich zusammen aus Vertreterinnen und Vertretern des Bundesministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit, des Bundesamts für Naturschutz, der Fachagentur Wind und Solar, des Kompetenzzentrums Naturschutz und Energiewende, der Länder Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Brandenburg, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein sowie Vertreterinnen und Vertreter der Naturschutzverbände und Energieverbände als Mitglieder.

Ferner standen als Fachexpertinnen und Fachexperten im Rahmen der projektbegleitenden Arbeitsgruppe Monika Agatz (Kreis Borken, Anlagenbezogener Immissionsschutz), Prof. Dr. Juliano Sarmiento Cabral (Universität Bonn, Ökologische Modellierung), Dr. Wolfgang Fiedler (Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Vogelzug und Tiermarkierung), Sören Greule (OekoFor GbR), Dr. Christian Heuck (Bioplan Marburg GmbH), Dr. Viktoriia Radchuk (Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung (IZW) im Forschungsverbund Berlin e.V.), Prof. Dr. Dana Schabo (Philipps-Universität Marburg, Naturschutz) sowie Denise Siemers (Landkreis Nienburg/Weser, Naturschutz) zur Verfügung.

Wir bedanken uns zudem bei allen artspezifischen Expertinnen und Experten, die sich die Zeit genommen haben, die im Rahmen der vorliegenden Studie ermittelten Ergebnisse kritisch zu diskutieren und plausibilisieren, namentlich Ubbo Mammen (ÖKOTOP), Dr. Oliver Krone (IZW Berlin), Stef van Rijn (Delta Milieu Projecten), Dr. Wolfgang Fiedler (Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Vogelzug und Tiermarkierung), Dr. Julia Sommerfeld (Bff Linden), Lukas Thies (Bioplan Bühl), Peter Spakovsky (TB Raab), David Horal (Ornithologe / Förster beim Umweltministerium der Tschechischen Republik), Zdeněk Vermouzek (selbstständiger Ornithologe/Wissenschaftler) und Rainer Raab (TB Raab). Auch bedanken wir uns bei den Experten, die hinsichtlich des Konzeptes und zur Verfügung gestellter Daten in hohem Maße die Validierung des RKR-Modells unterstützt haben, namentlich Tobias Dürr (LfU Brandenburg), Dr. Jochen Bellebaum (BfUL/Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz), Torsten Langgemach (LfU Brandenburg) und Ubbo Mammen (ÖKOTOP).

Wir bedanken uns herzlich für die Weitergabe und Nutzungserlaubnis von Vogelbewegungsdaten bei (in alphabetischer Reihenfolge) bei: Christian Gelpke (Bff Linden), Dr. Cynthia Tobisch (Hochschule Weihenstephan-Triesdorf), Dr. Elham Nourani (Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie), Jan van Diermen (Stg Boomtop), Dr. Martin Boschert (Bioplan), Dr. Oliver Krone (IZW Berlin), René Janssen (Bionet Natuuronderzoek), Stef van Rijn (Delta Milieu Projecten), Ubbo Mammen (ÖKOTOP), Dr. Winfried Nachtigall (BfUL/Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz) und Dr. Wolfgang Fiedler (Max-Planck-Institut für Verhaltensbiologie, Vogelzug und Tiermarkierung) sowie bzgl. der Kameradaten bei den Autoren der Studie REICHENBACH ET AL. (2023).

Schlussendlich wollen wir uns noch bei den Firmen bedanken, die uns WEA-Detaildaten für die Analyse des Ausweichverhaltens zur Verfügung gestellt haben namentlich (in alphabetischer Reihenfolge) ABO Energy GmbH & Co. KGaA, Aventure GmbH, Burgenland Energie Windkraft GmbH, ContourGlobal Management Europa GmbH, Energiehof Service GmbH, Energy Consult GmbH, ENERTRAG SE, ImWind Erneuerbare Energie GmbH, PüSPÖK Erneuerbare Energie GmbH, Qualitas Energy Service GmbH, WEB Windenergie AG, Windpark Grüner Weg Meerhof GmbH, WLK energy GmbH und WPD onshore GmbH & Co. KG.

7 LITERATUR

- Amcoff, M., M. Tjernberg & A. I. foer V. Berg (1994) Nest site choice of Honey Buzzard *Pernis apivorus*. Investigation area and methods. *Ornis Svecica* (Sweden) (2–3, Bd. 4).
- Andrade, P., A. M. A. Franco, M. Acácio, Sandra Afonso, C. I. Marques, F. Moreira, M. Carneiro & I. Catry (2025) Mechanisms underlying the loss of migratory behaviour in a long-lived bird. *Journal of Animal Ecology*.
- Antoine, G., E. J. Thomas C. & H. Trevor (2002) Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* (2–3, Bd. 157), S. 89–100.
- Avgar, T., J. R. Potts, M. A. Lewis & M. S. Boyce (2016) Integrated step selection analysis: bridging the gap between resource selection and animal movement. *Methods in Ecology and Evolution* (5, Bd. 7), S. 619–630.
- Barbraud, C., A. Kato, G. Trehou, H. Dugué & R. Musseau (2024) Factors Affecting Time Activity Budgets of Breeding White Storks *Ciconia ciconia* Assessed Using Bio-Logging. *Ardeola* (Bd. 71).
- BDEW (2021) Signifikante Erhöhung des Tötungsrisikos von Brutvögeln an Windenergieanlagen, Anwendungshilfe, Bewertungsmethode unter Heranziehung probabilistischer Ansätze. Anwendungshilfe.
- Bijlsma, R. G., M. Vermeulen, L. Hemerik & C. Klok (2012) Demography of European Honey Buzzards *Pernis apivorus*. *Ardea* (2, Bd. 100), S. 163–177.
- Björklund, H., J. Valkama, E. Tomppo & T. Laaksonen (2015) Habitat Effects on the Breeding Performance of Three Forest-Dwelling Hawks. *PLOS ONE* (9, Bd. 10), S. e0137877.
- Bolker, B., M. Brooks, C. Clark, S. Geange, M. H. Stevens & J. S. White (2008) Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* (3, Bd. 24), S. 127–135.
- Bridge, E. S., K. Thorup, M. S. Bowlin, P. B. Chilson, R. H. Diehl, R. W. Fléron, P. Hartl, R. Kays, J. F. Kelly, W. D. Robinson & M. Wikelski (2011) Technology on the Move: Recent and Forthcoming Innovations for Tracking Migratory Birds. *BioScience* (9, Bd. 61), S. 689–698.
- Brown, L. & D. Amadon (1989) *Eagles, Hawks and Falcons of the World*. Verl. Wellfleet, Secaucus, NJ.
- Bruderer, B. & A. Boldt (2001) Flight characteristics of birds: I. Radar measurements of speeds. *Ibis* (2, Bd. 143), S. 178–204.
- Cohen, J. (1969) *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences*. Verl. Erlbaum and Hillsdale.
- Cumming, G., F. Fidler & D. L. Vaux (2007) Error bars in experimental biology. *The Journal of Cell Biology* (1, Bd. 177), S. 7–11.
- Cumming, G. & S. Finch (2005) Inference by Eye: Confidence Intervals and How to Read Pictures of Data. *American Psychologist* (2, Bd. 60), S. 170–180.
- De Boor, C. (1978) *A Practical Guide to Splines*. In Part of the book series: Applied Mathematical Sciences (AMS, volume 27).
- Dementavičius, D. & R. Treinys (2009) Nest-site Attendance of the Resident White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) Outside the Breeding Season. *Acta Zoologica Lituanica* (1, Bd. 19), S. 10–17.
- Van Diermen, J., W. Van Manen & E. Baaij (2009) Terreingebruik en activiteitspatroon van Wespandieven *Pernis apivorus* op de Veluwe. *De Takkeling* (2, Bd. 17), S. 109–133.
- Dürr, T. (2025) *Vogelverluste an Windenergieanlagen in Deutschland*. Nennhausen (DEU), Stand: 26.02.2025.
- Field, A., J. Miles & Z. Field (2012) *Discovering statistics using R*. Verl. SAGE Publications Ltd.
- Florko, K. R. N., R. R. Togunov, R. Gryba, E. Sidrow, S. H. Ferguson, D. J. Yurkowski & M. Auger-Méthé (2025) An introduction to statistical models used to characterize species-habitat associations with animal movement data. *Movement Ecology* (1, Bd. 13), S. 27.

- Gamauf, A., G. Tebb & E. Nemeth (2013) Honey Buzzard *Pernis apivorus* nest-site selection in relation to habitat and the distribution of Goshawks *Accipiter gentilis*. *Ibis* (2, Bd. 155), S. 258–270.
- García-Macía, J., J. Vidal-Mateo, J. De La Puente, A. Bermejo, R. Raab & V. Urios (2022a) Seasonal differences in migration strategies of Red Kites (*Milvus milvus*) wintering in Spain. *Journal of Ornithology* (Bd. 163), S. 27–36.
- García-Macía, J., J. Vidal-Mateo, J. De la Puente, A. Bermejo & V. Urios (2022b) Spatial ecology of the Red Kite (*Milvus milvus*) during the breeding period in Spain. *Ornis Fennica* (4, Bd. 99), S. 150–162.
- Gelpke, C., S. Stübing & F. Stübing (2020) Hinweise zum Flugverhalten und zu Aktivitätsmustern des Wespenbussards (*Pernis apivorus*) während der Brutzeit in Hessen anhand von mehr als 1000 Flugbeobachtungen. *Vogel und Umwelt* (24), S. 103–114.
- Glutz von Blotzheim, Urs. N. (1989) Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 4: Falconiformes - Greifvögel. Aufl. 2., Verl. AULA-Verlag, Wiesbaden (DEU).
- Gosh, J. K. & J. Roy (Hrsg.) (1984) An index which distinguishes between some important exponential families. (Aut. Tweedie, M. C. K.). Aus *Statistics: applications and new directions*. Proceedings of the Indian Statistical Institute Golden Jubilee International Conference, Verl. Indian Statistical Institute, Calcutta (IND), S. 579–604.
- Hastie, T., & Tibshirani, R. J. (1990) *Generalized Additive Models*. London, UK: Chapman and Hall.
- Higgins, J. P. T., S. G. Thompson, J. J. Deeks & D. G. Altman (2003) Measuring inconsistency in meta-analyses. *BMJ (Clinical research ed.)* (7414, Bd. 327), S. 557–560.
- Horváth, M., I. Demeter, I. Fatér, G. Firmánszky, A. Kleszó, A. Kovács, T. Szitta, I. Tóth, T. Zalai & J. Bagyura (2011) Population dynamics of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 2001 and 2009. *Acta Zoologica Bulgarica* (Bd. 2011), S. 61–70.
- Hull, C. L. & S. C. Muir (2013) Behavior and turbine avoidance rates of eagles at two wind farms in Tasmania, Australia. *Wildlife Society Bulletin* (1, Bd. 37), S. 49–58.
- Hušek, J., P. Klvaňa & J. Cepák (2023) Dynamics of Naïve White Storks *Ciconia Ciconia* Migrating at the Central European Migratory Divide during 1947–2018. *Ardea* (2, Bd. 111), S. 477–486.
- Janiszewski, T., P. Minias, Z. Wojciechowski & P. Podlaszczuk (2014) Habitat Selection by White Storks Breeding in a Mosaic Agricultural Landscape of Central Poland. *The Wilson Journal of Ornithology* (3, Bd. 126), S. 591–599.
- Jödicke, K., H. Lemke & M. Mercker (2018) Evaluierung der Wirksamkeit von Vogelschutzmarkierungen an Erdseilen von Höchstspannungsfreileitungen in Schleswig-Holstein – Ermittlung von artspezifischen Kollisionsraten und Reduktionswerten. *Naturschutz und Landschaftsplanung* (8, Bd. 50), S. 286–294.
- Kjellén, N. (1992) Differential Timing of Autumn Migration between Sex and Age Groups in Raptors at Falsterbo, Sweden. *Ornis Scandinavica (Scandinavian Journal of Ornithology)* (4, Bd. 23), S. 420–434.
- Kokonendji, C. C., C. G. B. Demetrio & S. Dossou-Gbete (2004) Overdispersion and Poisson-Tweedie exponential dispersion models. *Monographie del Seminario Matematico Garcia de Galdeano* (Bd. 31), S. 365–374.
- König, C., F. Steinmeier, S. Stübing, J. Wahl (2025): Frühjahr 2025: Frühe Zugvögel, kaum Felsenschwalben und (fast) eine neue Brutvogelart. *Der Falke* (8/2025), S. 38-43.
- Kosicki, J., T. Sparks & P. Tryjanowski (2004) Does arrival date influence autumn departure of the White Stork *Ciconia ciconia*? *Ornis Fennica*. - (Brief report), S. 91.
- Krone, O., A. Berger & R. Schulte (2009) Recording movement and activity pattern of a White-tailed Sea Eagle (*Haliaeetus albicilla*) by a GPS datalogger. *Journal of Ornithology* (1, Bd. 150), S. 273–280.
- Krone, O., M. Nadjafzadeh & A. Berger (2013) White-tailed Sea Eagles (*Haliaeetus albicilla*) defend small home ranges in north-east Germany throughout the year. *Journal of Ornithology* (3, Bd. 154), S. 827–835.
- Krone, O. & G. Treu (2018) Movement patterns of white-tailed sea eagles near wind turbines. *The Journal of Wildlife Management* (7, Bd. 82), S. 1367–1375.

- Langgemach, T., T. Dürr, U. Hein, S. Herold, J. Lippert & P. Sömmer (2023) Verlustursachen beim Rotmilan *Milvus milvus* in Brandenburg im Laufe der letzten drei Jahrzehnte. Die Vogelwelt (Bd. 141).
- Leshem, Y. & Y. Yom-Tov (1996) The use of thermals by soaring migrants. Ibis (4, Bd. 138), S. 667–674.
- Lie Dahl, E., R. May, T. Nygård, J. Åstrøm & O. Diserud (2015) Repowering Smøla wind-power plant An assessment of avian conflicts. NINA Report.
- Liesenjohann, M., J. Blew, S. Fronczek, M. Reichenbach & D. Bernotat (2019) Artspezifische Wirksamkeiten von Vogelschutzmarkern an Freileitungen. Methodische Grundlagen zur Einstufung der Minderungswirkung durch Vogelschutzmarker - Ein Fachkonventionsvorschlag. BfN-Skripten 537.
- Löhmus, A. (2005) Are timber harvesting and conservation of nest sites of forest-dwelling raptors always mutually exclusive? Animal Conservation forum (4, Bd. 8), S. 443–450.
- Löhmus, A. (2006) Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology (1, Bd. 55), S. 31–50.
- López-Calderón, C., V. Martín-Vélez, J. Blas, U. Höfle, M. I. Sánchez, A. Flack, W. Fiedler, M. Wikelski & A. J. Green (2023) White stork movements reveal the ecological connectivity between landfills and different habitats. Movement Ecology (18, Bd. 11).
- Love, J. A. (1983) The Return of the Sea Eagle. Verl. Cambridge University Press, Cambridgeshire; New York, S. 240.
- Mammen, U., N. Böhm, K. Mammen, R. Uhl, S. Arbeiter, D. Nagl, A. Resetaritz & J. Lüttmann (2023) Prüfung der Wirksamkeit von Vermeidungsmaßnahmen zur Reduzierung des Tötungsrisikos von Milanen bei Windkraftanlagen. BfN-Schriften 669.
- Mammen, U. & K. Mammen (2020) Einblicke in die Brutbiologie des Schwarzmilans (*Milvus migrans*) mittels GPS-Telemetrie. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum (Bd. 35), S. 63–72.
- Manske, D., L. Grosch, J. Schmiedt, N. Mittelstädt & D. Thrän (2022) Geo-Locations and System Data of Renewable Energy Installations in Germany. Data (128, Bd. 7).
- May, R. F., T. Nygård, E. L. Dahl & K. M. Bevanger (2013) Habitat Utilization in White-Tailed Eagles (*Haliaeetus albicilla*) and the Displacement Impact of the Smøla Wind-Power Plant. Wildlife Society Bulletin (37, Bd. 1), 75-83.
- MEKUN (2024) Fachkonventionsvorschlag „Prüfrahmen für Antikollisionssysteme“ (Prüfrahmen AKS) - Vollzugshilfe für die Bewertung als fachlich anerkannte Schutzmaßnahme. (Aut. Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein).
- Mercker, M., J. Liedtke, T. Liesenjohann & J. Blew (2023) Pilotstudie „Erprobung Probabilistik“: Erprobung probabilistischer Methoden hinsichtlich ihrer fachlichen Voraussetzungen mit dem Ziel der Validierung der Methode zur Ermittlung des vorhabenbezogenen Tötungsrisikos von kollisionsgefährdeten Brutvogelarten an Windenergieanlagen. Pilotstudie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV).
- Mercker, M., R. Raab, T. Liesenjohann, J. Liedtke & J. Blew (2024a) Fortsetzungsstudie Probabilistik - Das „Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodell“ („RKR-Modell“): Fachliche Ausgestaltung einer probabilistischen Berechnungsmethode zur Ermittlung des Kollisionsrisikos von Vögeln an Windenergieanlagen in Genehmigungsverfahren mit Fokus Rotmilan. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn.
- Mercker, M., R. Raab, T. Liesenjohann, J. Liedtke & J. Blew (2024b) Fortsetzungsstudie Probabilistik - Das „Raumnutzungs-Kollisionsrisikomodell“ („RKR-Modell“): Berechnungsvorschrift und Eingangs- und Validierungsdateien. Im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn.
- Mercker, M., P. Schwemmer, V. Peschko, L. Enners & S. Garthe (2021) Analysis of local habitat selection and large-scale attraction/avoidance based on animal tracking data: is there a single best method? Movement Ecology (1, Bd. 9), S. 20.

- Meunier, F., C. Verheyden & P. Jouventin (2000) Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* (3, Bd. 92), S. 291–298.
- Meyburg, B.-U. (2009) GPS-Satelliten-Telemetrie bei einem adulten Schwarzmilan (*Milvus migrans*): Aufenthaltsraum während der Brutzeit, Zug und Überwinterung. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten / Population Ecology of Raptors and Owls* (Bd. 6), S. 243–284.
- Meyburg, B.-U. & C. Meyburg (2009) GPS-Satelliten-Telemetrie bei einem adulten Schwarzmilan (*Milvus migrans*): Aufenthaltsraum während der Brutzeit, Zug und Überwinterung. *Populationsökologie Greifvogel- und Eulenarten* (Bd. 6), S. 243–284.
- Meyburg, B.-U., C. Meyburg, H. Martens & F. Ziesemer (2009) Satellite tracking of adult Honey Buzzards (*Pernis apivorus*) breeding in Germany. Conference: International Conference on the Migration and Biology of Honey Buzzards.
- Meyer, S., R. Spaar & B. Bruderer (2000) To cross the sea or to follow the coast? Flight directions and behaviour of migrating raptors approaching the mediterranean sea in autumn. *Behaviour* (3, Bd. 137), S. 379–399.
- NABU (2025) Im Schnee statt im Süden: Immer mehr Weißstörche verzichten auf den winterlichen Afrika-Urlaub. <https://www.nabu.de/tiere-und-pflanzen/voegel/artenschutz/weisstorch/35551.html> (2025).
- Nadjafzadeh, M., H. Hofer & O. Krone (2016) Sit-and-wait for large prey: foraging strategy and prey choice of White-tailed Eagles. *Journal of Ornithology* (1, Bd. 157), S. 165–178.
- Nourani, E., L. Faure, H. Brønnevik, M. Scacco, E. Bassi, W. Fiedler, M. U. Gruebler, J. S. Hatzl, D. Jenny, A. Roverselli, P. Sumasgutner, M. Tschumi, M. Wikelski & K. Safi (2024) Developmental stage shapes the realized energy landscape for a flight specialist. *eLife* (Bd. 13).
- Oehme, G. (1975) Zur Ernährungsbilogie des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*), unter besonderer Berücksichtigung der Populationen in den drei Nordbezirken der Deutschen Demokratischen Republik. PhD Thesis, Universität Greifswald, Germany.
- Oppel, S., U. M. Beeli, M. U. Gruebler, V. S. Van Bergen, M. Kolbe, T. Pfeiffer & P. Scherler (2025) Extracting reproductive parameters from GPS tracking data for a nesting raptor in Europe. *Journal of Avian Biology* (2, Bd. 2025), S. e03246.
- Ortlieb, R. (1998) Der Schwarzmilan - Die Neue Brehm-Bücherei - VerlagsKG Wolf. Verl. Die neue Brehm-Bücherei.
- Pennycuik, C. (1972) Soaring behaviour and performance of some East African birds, observed from a motor-glider. *Ibis* (Bd. 114), S. 178–218.
- Pennycuik, C. J. (2001) Speeds and wingbeat frequencies of migrating birds compared with calculated benchmarks. *Journal of Experimental Biology* (19, Bd. 204), S. 3283–3294.
- Pfeiffer, T. & B.-U. Meyburg (2009) Migratory and wintering behaviour of the Red Kite *Milvus milvus* in Thuringia (Germany) as revealed by Satellite Telemetry. *Vogelwarte* (3, Bd. 47), S. 171–187.
- Pfeiffer, T. & B.-U. Meyburg (2015) GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. *Journal of Ornithology* (Bd. 156), Citation Key: pfeifferGPSTrackingRed2015, S. 963–975.
- Pfeiffer, T. & B.-U. Meyburg (2022) Flight altitudes and flight activities of adult Red Kites (*Milvus milvus*) in the breeding area as determined by GPS telemetry. *Journal of Ornithology* (4, Bd. 163), S. 867–879.
- Probst, R., M. Schmidt, M. McGrady & C. Pichler (2024) GPS Tracking Reveals the White-Tailed Eagle *Haliaeetus albicilla* as an Ambassador for the Natura 2000 Network. *Diversity* (3, Bd. 16), S. 145.
- Radović, A. & T. Mikuska (2009) Population size, distribution and habitat selection of the white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* in the alluvial wetlands of Croatia. *Biologia* (1, Bd. 64), S. 156–164.
- Rashid, G. M., A. Butt, A. Qadir & M. H. Ali (2025) Exploring black kite (*Milvus migrans*) dynamics: Seasonal abundance and habitat preferences in an urban gradient. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity* (1, Bd. 18), S. 101–107.

- Reichenbach, M., S. Greule, T. Steinkamp & J. Akili (2023) Fachgutachten zur Ermittlung des Flugverhaltens des Rotmilans unter Einsatz von Detektionssystemen in Hessen. Erstellt im Auftrag von: Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen.
- Reinhardt, A., M. Mercker, M. Sabel, K. Henningsen & F. Bernshausen (2025) Bird Collisions with an Unmarked Extra-High Voltage Transmission Line in an Average Riverine Landscape: An Appeal to Take a Closer Look. *Birds* (13, Bd. 6).
- Safi, K., B. Kranstauber, R. Weinzierl, L. Griffin, E. C. Rees, D. Cabot, S. Cruz, C. Proaño, J. Y. Takekawa, S. H. Newman, J. Waldenström, D. Bengtsson, 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, Bd. 1), S. 4.
- Santos, C. D., J. P. Silva, A.-R. Muñoz, A. Onrubia & M. Wikelski (2020) The gateway to Africa: What determines sea crossing performance of a migratory soaring bird at the Strait of Gibraltar? *Journal of Animal Ecology* (6, Bd. 89), S. 1317–1328.
- Schaub, T., R. H. G. Klaassen, W. Bouten, A. E. Schlaich & B. J. Koks (2020) Collision risk of Montagu's Harriers *Circus pygargus* with wind turbines derived from high-resolution GPS tracking. *Ibis* (2, Bd. 162), S. 520–534.
- Schnell, M., Laux, D., P. Vogler, F. Bernshausen & M. Hormann (2022) Artenhilfskonzept Wespenbussard (*Pernis apivorus*) in Hessen. Gutachten der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und Saarland. – Hungen, 90 S., Stand: August 2022.
- Schoot, R. Van de & M. Miočević (Hrsg.) (2020) Small Sample Size Solutions: A Guide for Applied Researchers and Practitioners. Verl. Routledge, London, S. 284.
- Selås, V. (1997) Nest-site selection by four sympatric forest raptors in southern Norway. *Journal Raptor Research* (1, Bd. 31), S. 16–25.
- Sergio, F., P. Pedrini & L. Marchesi (2003) Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. *Biological Conservation* (3, Bd. 112), S. 351–362.
- Spaar, R. (1997) Flight strategies of migrating raptors; a comparative study of interspecific variation in flight characteristics. *Ibis* (3, Bd. 139), S. 523–535.
- Steinkamp, T., M. Reichenbach, S. Greule, H. Reers, J. Kreuzinger, M. Korn, Mercker, M. & T. Sander (2025) Entwicklung einer landesweiten Habitatbewertung für die windenergiesensiblen Vogelarten Rotmilan und Wespenbussard in Hessen. Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Energie, Verkehr, Wohnen und ländlichen Raum. Publikation in Vorbereitung.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.) (2005) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell (DEU).
- Svensson, L., K. Mullarney & D. Zetterström (2023) Der Kosmos-Vogelführer: alle Arten Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. In Kosmos-Naturführer, Aufl. 3. Auflage 2023, Verl. Kosmos, Stuttgart (DEU).
- Tibshirani, R. (1996) Regression shrinkage and selection via the lasso. *J Royal Statist Soci B* (1, Bd. 58), S. 267–288.
- Tibshirani, R. (1997) The lasso method for variable selection in the Cox model. *Stat Med* (4, Bd. 16), S. 385–395.
- Vaitkuviene, D., M. Dagys, G. Bartkeviciene & D. Romanovskaja (2015) The effect of weather variables on the White Stork (*Ciconia ciconia*) spring migration phenology. *Ornis Fennica* (1, Bd. 92), S. 43–52.
- Vansteelant, W. M. G., W. Bouten, R. H. G. Klaassen, B. J. Koks, A. E. Schlaich, J. Van Diermen, E. E. Van Loon & J. Shamoun-Baranes (2015) Regional and seasonal flight speeds of soaring migrants and the role of weather conditions at hourly and daily scales. *Journal of Avian Biology* (1, Bd. 46), S. 25–39.
- Vansteelant, W. M. G., J. Shamoun-Baranes, W. Van Manen, J. Van Diermen & W. Bouten (2017a) Seasonal detours by soaring migrants shaped by wind regimes along the East Atlantic Flyway. *Journal of Animal Ecology* (2, Bd. 86), S. 179–191.

- Vansteelant, W. M. G., J. Shamoun-Baranes, J. McLaren, J. Van Diermen & W. Bouten (2017b) Soaring across continents: decision-making of a soaring migrant under changing atmospheric conditions along an entire flyway. *Journal of Avian Biology* (6, Bd. 48), S. 887–896.
- Whittingham, M. J., P. A. Stephens, R. B. Bradbury & R. P. Freckleton (2006) Why do we still use stepwise modelling in ecology and behaviour? *Journal of Animal Ecology* (5, Bd. 75), S. 1182–1189.
- Wood, S. (2017) *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Verl. (2nd ed.). Chapman & Hall/CRC.
- Ziesemer, F. & B.-U. Meyburg (2015) Home range, habitat use and diet of Honey-buzzards during the breeding season. *British Birds* (108), S. 467–481.
- Zou, H. & T. Hastie (2005) Regularization and Variable Selection Via the Elastic Net. *Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology* (2, Bd. 67), S. 301–320.
- Zuur, A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev & G. M. Smith (2009) *Mixed Effect Models and Extensions in Ecology with R*. Verl. Springer Science+Business Media, LLC, New York.

A ANHANG

A.1 Erklärung der Variablennamen

Die im Kontext der vorliegenden Studie verwendeten Bezeichnungen für die Prädiktorvariablen im Kontext der 2D RKR-Landnutzungsprognosen (als Teil der Raumnutzung) sind wie folgt zu interpretieren.

Alle Variablennamen, die mit „LU_...“ starten, beziehen sich auf Aspekte der Landnutzung; alle Variablen die hingegen mit „dist_breed_...“ starten, sind solche, die Aspekte der Nutzungsintensität in Abhängigkeit von der Distanz zum Brutplatz beschreiben. Im Falle der Landnutzungsvariablen folgt ein englischer Name, der die betrachtete Variable selbst beschreibt, wie bspw. „small_river“ oder „all_crops“. Diese Bezeichnungen wurden oft direkt aus den Bezeichnungen der Ursprungsquellen (bspw. Copernicus High Resolution Layer oder Corine Land Cover) übernommen, es sei denn, es handelt sich um eigene Aggregationen. Diesem englischen Namen folgt dann die Bezeichnung „dist_...“, wenn die minimale Distanz zu dem jeweils betrachteten Landnutzungstyp berechnet wurde und die Bezeichnung „dens_“, wenn stattdessen eine Anteilsberechnung im kreisförmigen Umfeld des betrachteten Pixels durchgeführt wurde. Im letzten Fall folgt eine Zahl, die den der Anteilsbetrachtung zugrundeliegenden Radius in Metern angibt. Abschließend kann ein Ausdruck der Art „_Sp_X“ aufgeführt werden, mit einer Zahl X zwischen 1 und 6. Ist dies der Fall, so ist die selektierte Abhängigkeit dieser Variable nicht linear (was der Fall ist, wenn dieser Ausdruck nicht am Ende erscheint), sondern es handelt sich dann um Variablenvarianten, die besonders niedrige (X=1), besonders hohe (X=6) oder entsprechend intermediäre (X=2,3,4,5) Werte dieser Variable besonders stark berücksichtigen/betonen.

Weitere technische Erklärungen zu diesen Variablen finden sich im Kap. 2.1.2.1 von MERCKER ET AL. (2024a) sowie Kap. 2.1.1 in MERCKER ET AL. (2024b). Ökologische Interpretationen der final artspezifisch selektierten Variablen finden sich im Abschnitt 3.3.1 des vorliegenden Berichtes.

A.2 Artspezifische Plots zur Variablenvorselektion

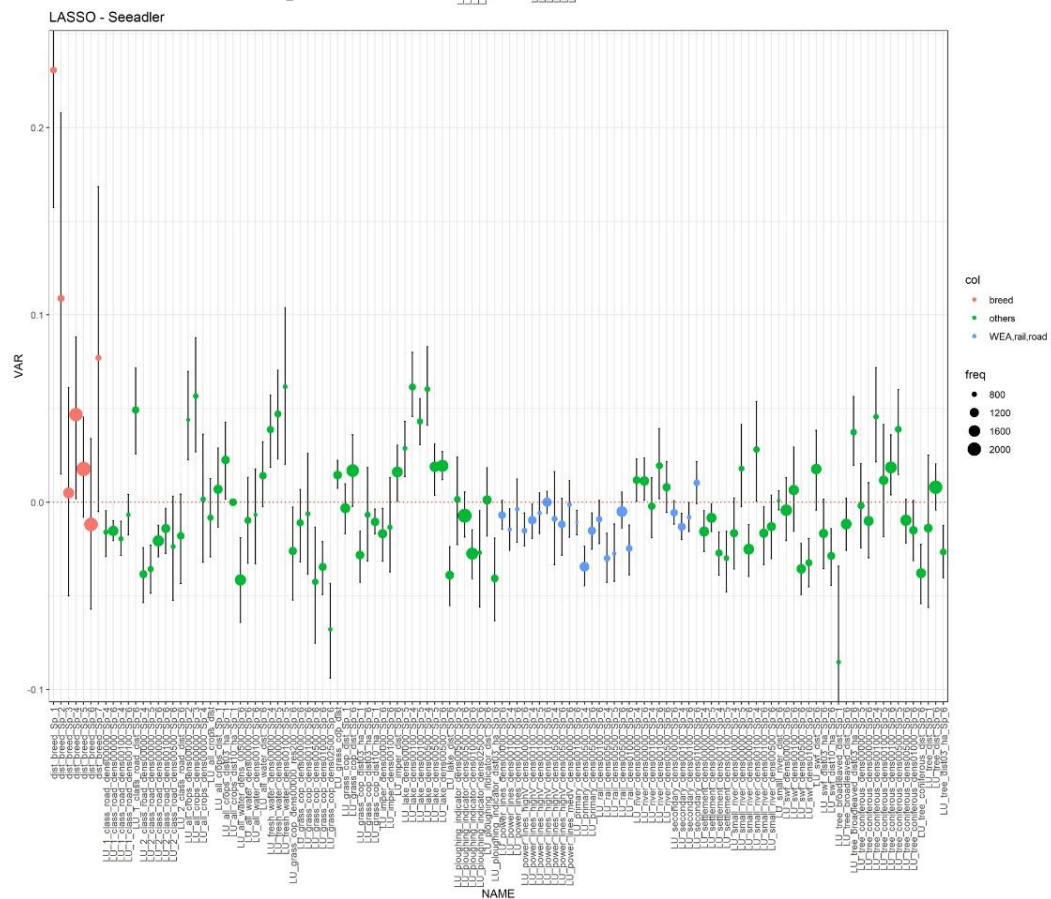
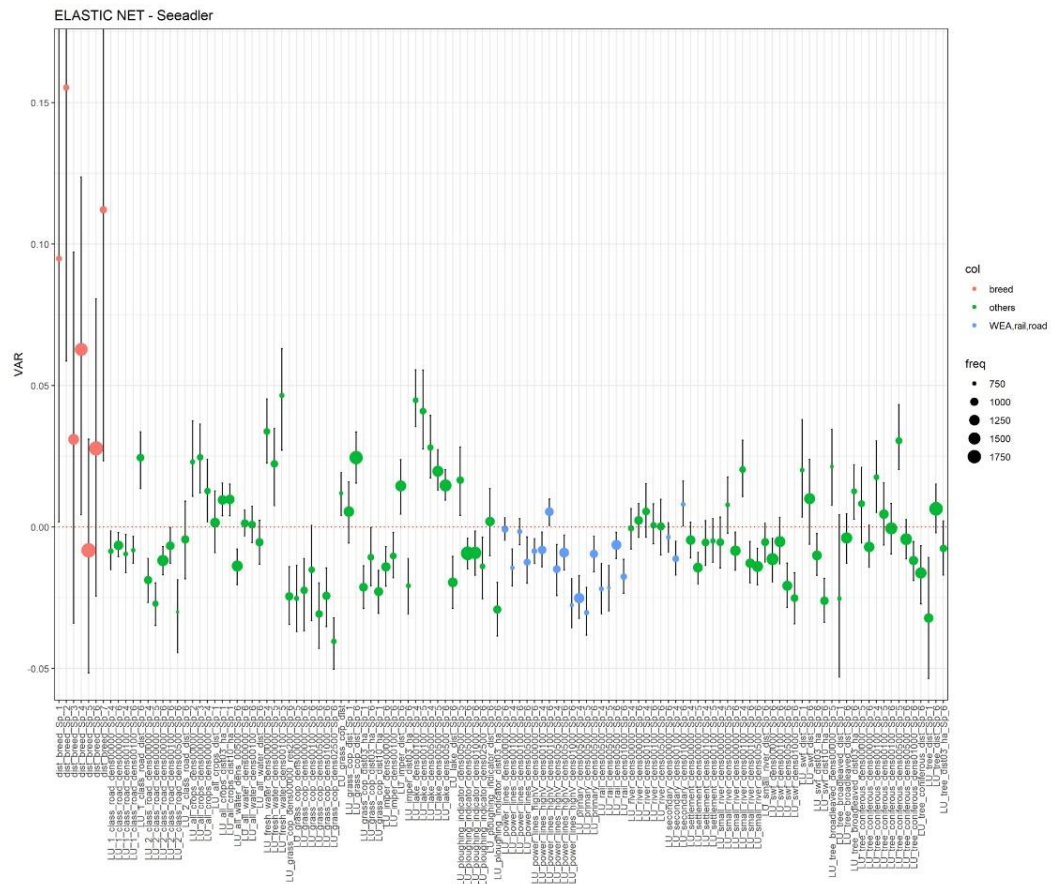


Abbildung 27: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Seeadler. Visualisierung der Ergebnisse der Variablenvorselektion mittels Elastic Net (oben) und LASSO (unten). Die 70 am häufigsten ausgewählten Variablen (alphabetisch sortiert) für Brutvögel während der Nahrungssuche sind visualisiert. Die Größe der farbigen Punkte stellt hier die Häufigkeit dar, mit der die jeweilige Variable in 3.000 unterschiedlichen LASSO-/Elastic Net-Analysen unter den einflussreichsten 1 % fiel, die Position auf der Y-Achse zeigt die mittlere Effektstärke (positiv: Attraktion, negativ: Meidung) an. Schwarze Balken geben 95 % Konfidenzintervalle für die Effektstärken an, blau-transparente Punkte sind die Werte einzelner LASSO-/Elastic Net-Durchläufe (jeweils assoziiert mit einem zufällig ausgewählten Unterdatensatz an Trackingdaten). Für eine bessere Visualisierung wurde die Y-Achse auf den relevanten Wertebereich eingeschränkt. Die Farbe der Punkte (oben) bzw. Balken (unten) ordnet die Variablen unterschiedlichen Themenbereichen zu („breed“ = Distanz zum Brutplatz, „CostDist“ = Barrierewirkung, „WEA, rail, road“ = WEA, Schienen, Straßen). Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1

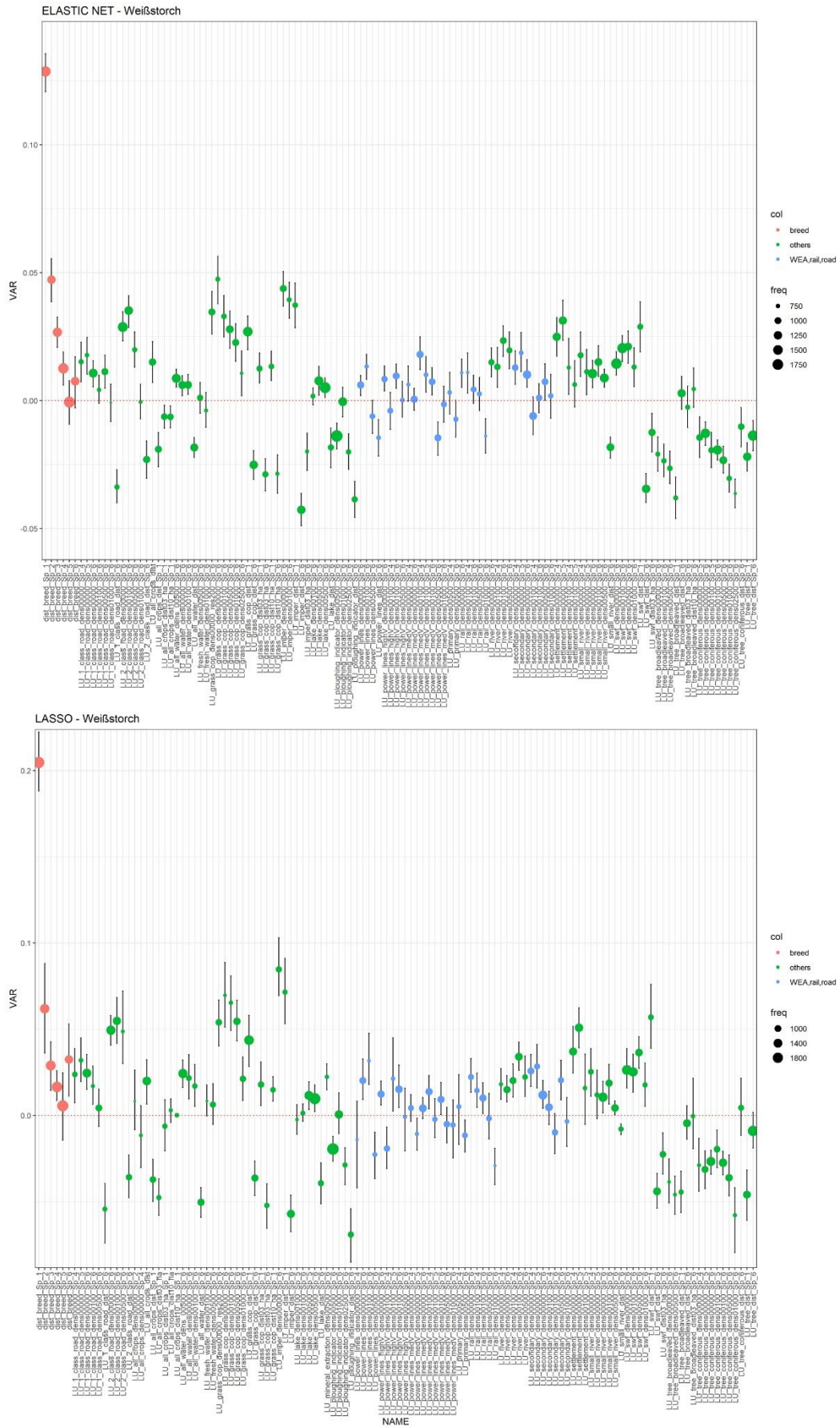


Abbildung 28: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Weißstorch. Legende wie unter Abbildung 27.

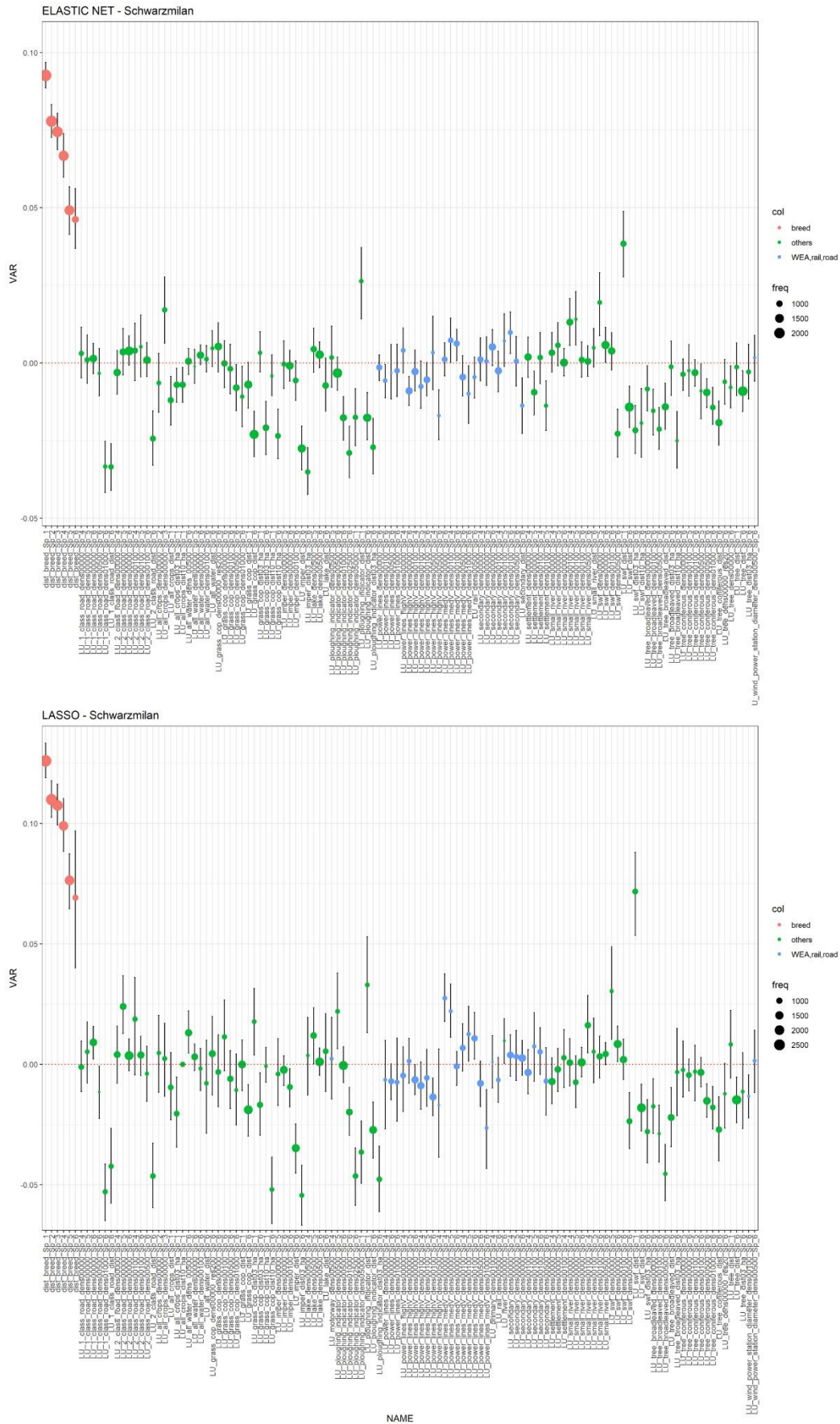


Abbildung 30: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Schwarzmilan. Legende wie unter Abbildung 27.



Abbildung 31: Ergebnisse zur Variablenvorselektion zum Kaiseradler. Legende wie unter Abbildung 27.

A.3 Weitere exemplarische Habitatnutzungsprognosen

In diesem Abschnitt finden sich weitere exemplarische RKR-Habitatnutzungsprognosen, die (im Gegensatz zu Abbildung 6) nicht einen für alle Arten identischen (virtuellen) Brutplatz zugrunde legen, sondern je Art verschiedenen Darstellungen für einen arttypischen Brutplatz darstellen.

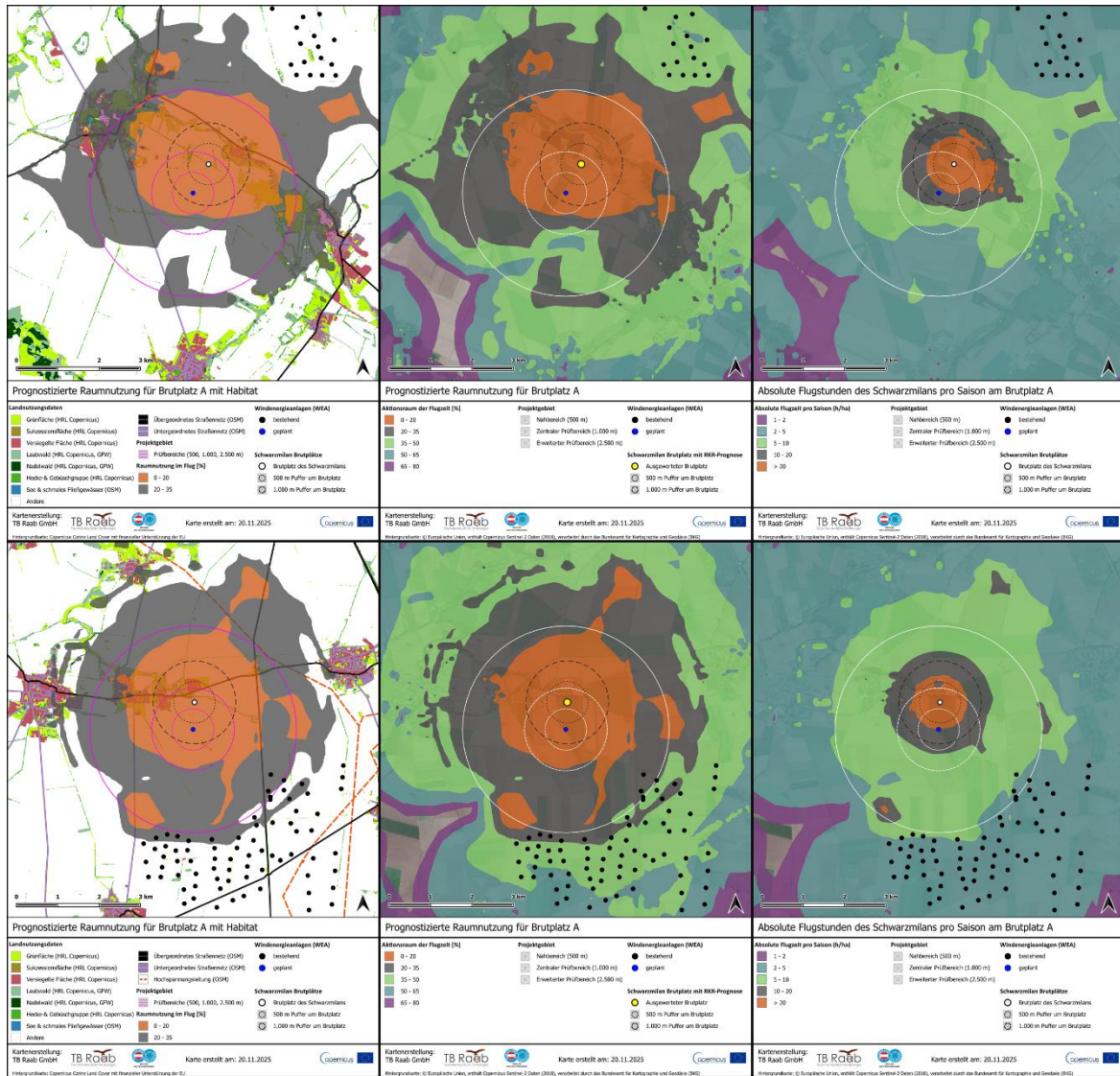


Abbildung 32: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Schwarzmilan** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar.

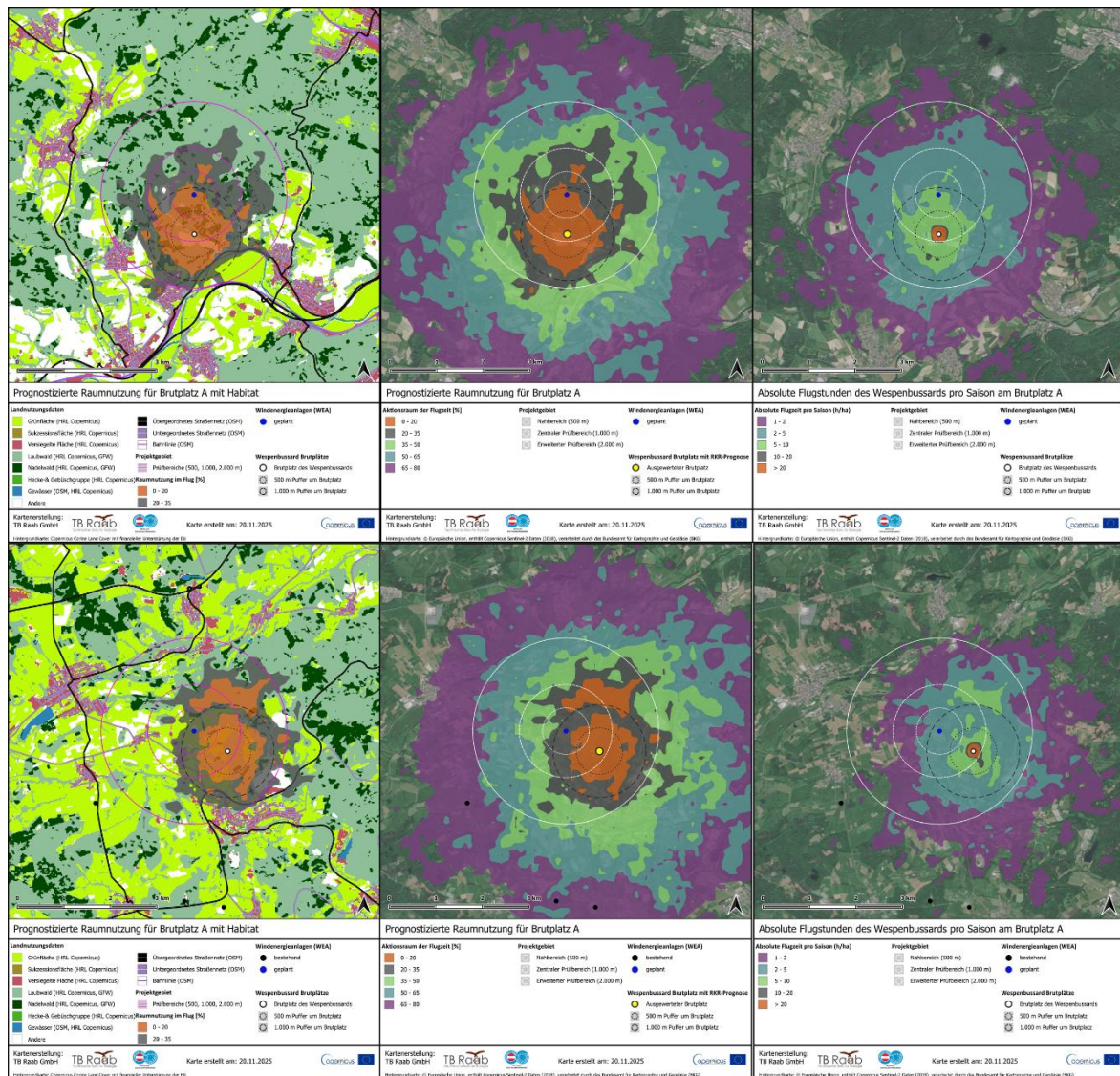


Abbildung 33: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Wespenbussard** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar.

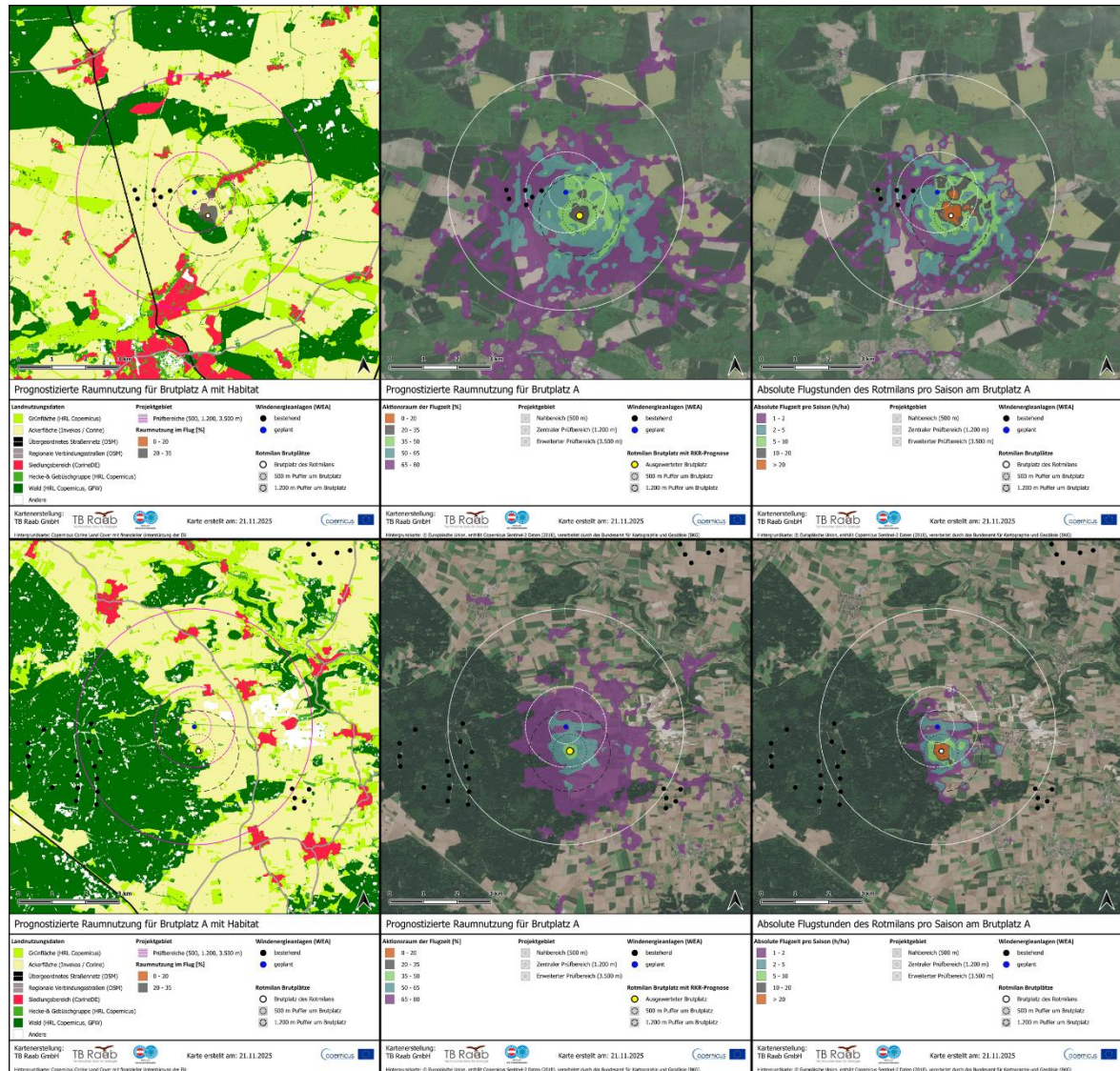


Abbildung 34: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Rotmilan** bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar.

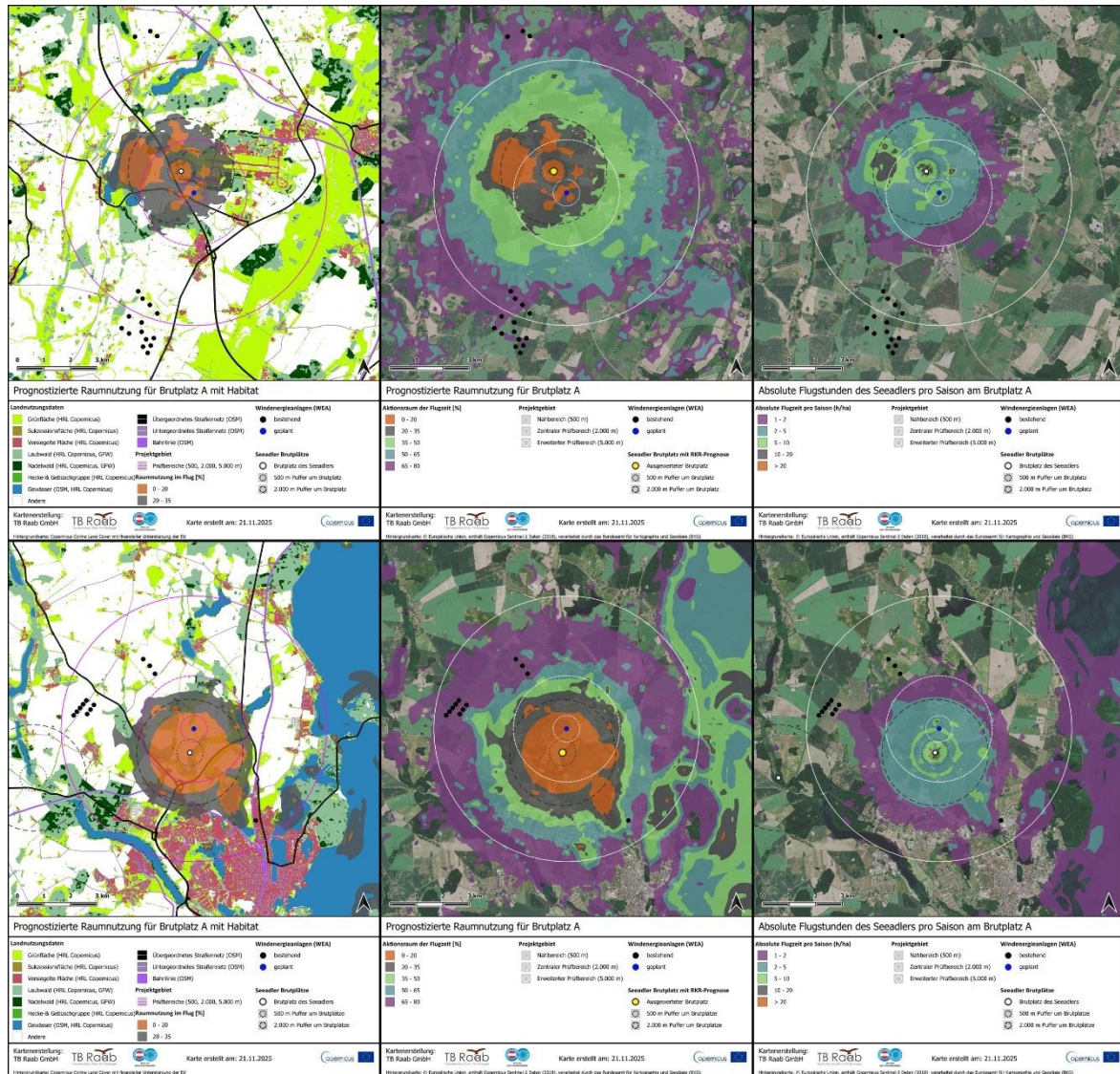


Abbildung 35: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Seeadler** bzgl. zweier arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar.

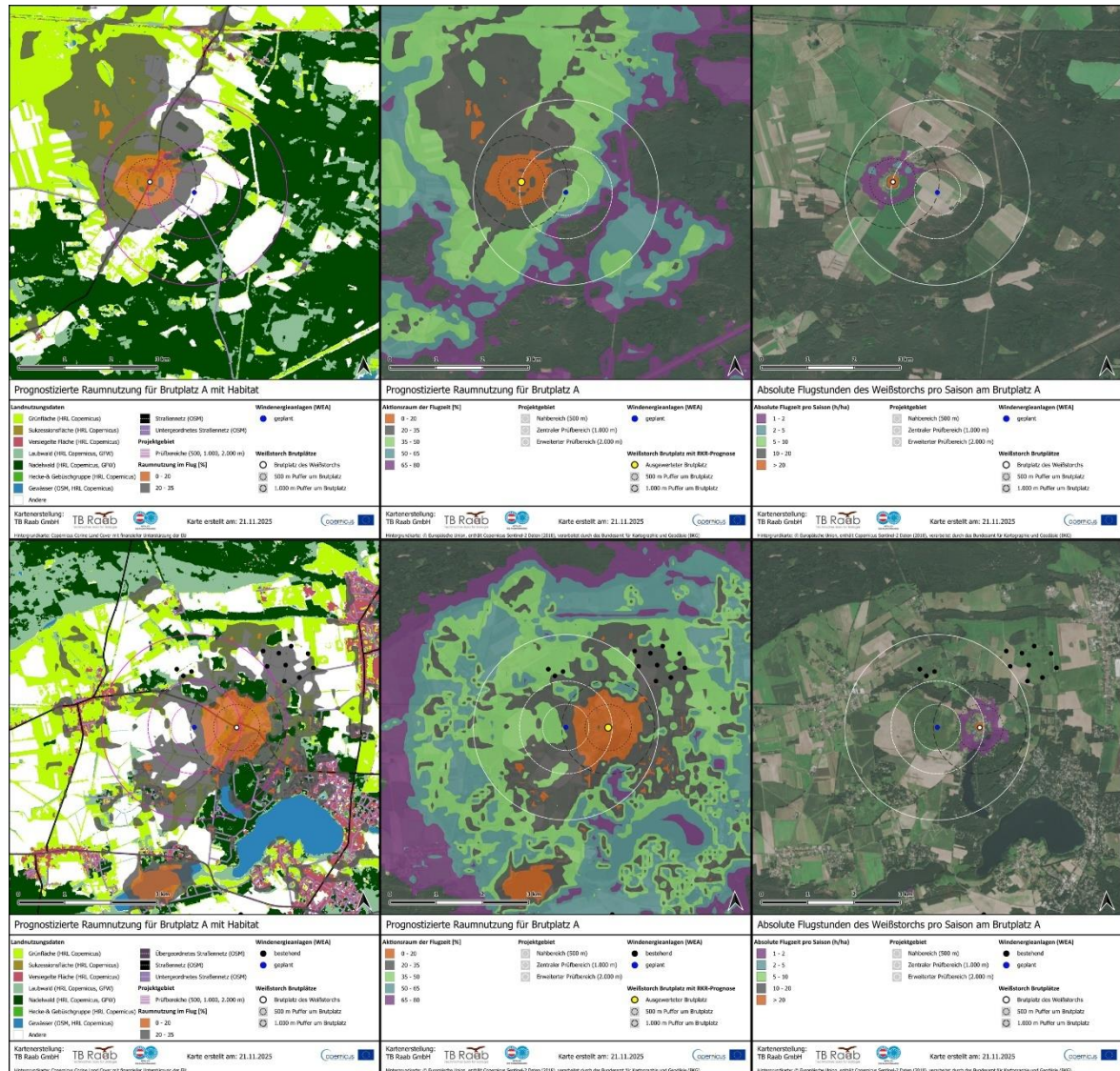


Abbildung 36: RKR-Habitatnutzungsprognose für den Weißstorch bzgl. zweiter arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar.

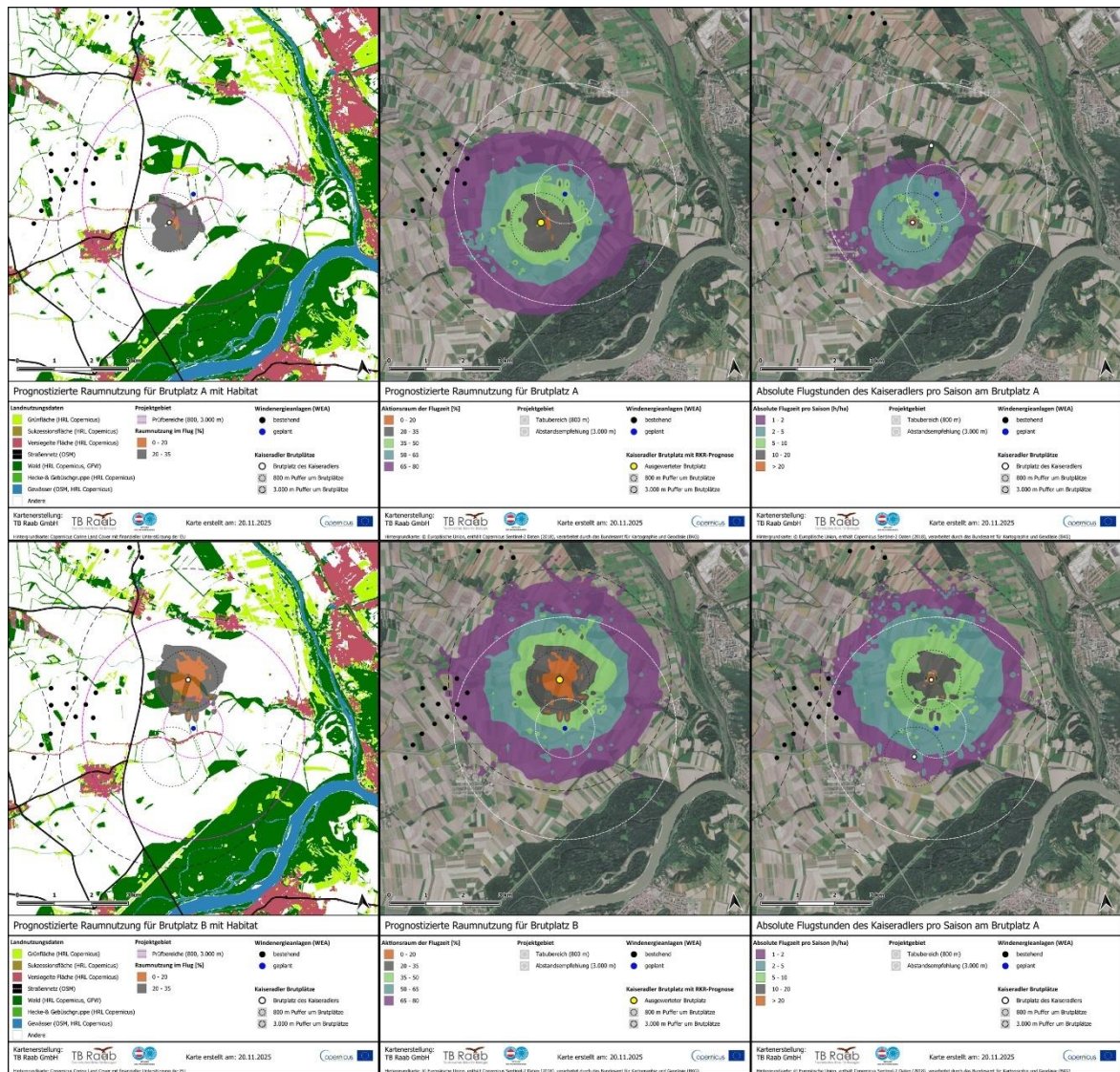


Abbildung 37: RKR-Habitatnutzungsprognose für den **Kaiseradler** bzgl. zweier arttypischer Brutplätze (obere vs. untere Zeile). Die Spalten repräsentieren unterschiedliche Darstellungsvarianten. Links: mit Landnutzungsdetails; Mitte: differenziertere Darstellung der prozentualen Raumnutzung; Rechts: Darstellung in Flugstunden pro Saison und Hektar.

A.4 Ergebnisse zum Kaiseradler

Wie in der Einleitung (Kap. 1) angesprochen, folgt in diesem Anhang-Kapitel die Anpassung des RKR-Modells für den Kaiseradler, welche parallel extern zu dieser Studie durchgeführt wurde, mit den entsprechenden Angaben, Erläuterungen und Graphiken in den dem Hauptteil entsprechenden Kapiteln und Themen.

A.4.1 Datengrundlage

Zu dieser Art lagen keine LRF-oder Kameradaten vor.

Tabelle 5: Nach Qualitätssicherung verbliebene Eckdaten zu den im Rahmen der vorliegenden Studie zum Training der 3D-Raumnutzung von Brutvögeln des Kaiseradlers verwendeten GPS-Trackingdaten.

| Art | Vogel-IDs | ID-Saison-Kombinationen | GPS Positionen (50 km Radius) |
|---------------------------------------|-----------|-------------------------|-------------------------------|
| Kaiseradler (<i>Aquila heliaca</i>) | 18 | 37 | 19.011.105 |

Tabelle 6: GPS-Trackingdaten von Brutvögeln, Nicht-brütern und Jungvögeln die zur Auswertung der Meso- und Micro-Avoidance herangezogen wurden. „Mit Gondelausrichtung“ bezeichnet hier diejenigen Datensätze, in denen die zeitaufgelöste Ausrichtung des WEA-Rotors akquiriert werden konnte (notwendig für die Berechnung der Micro-Avoidance), „known“ vs. „unknown“ bezeichnet WEA zu denen Bau- und ggf. Rückbaudatum bekannt bzw. unbekannt war.

| "Known" | | | | |
|---------------------------------------|------------------------------------|------------------|---------------------------|------------------|
| Art | Bereich | Anzahl der Vögel | Anzahl der GPS-Positionen | Anzahl der Flüge |
| Kaiseradler (<i>Aquila heliaca</i>) | 1000 m Puffer | 30 | 919662 | 18362 |
| | 6-facher Rottorradius | 23 | 163177 | 3595 |
| | Rotorkugel | 7 | 164 | 28 |
| | Rotorkugel (mit Gondelausrichtung) | 4 | 81 | 12 |
| "Unknown" | | | | |
| Kaiseradler (<i>Aquila heliaca</i>) | 1000 m Puffer | 15 | 19389 | 404 |
| | 6-facher Rottorradius | 4 | 662 | 23 |
| | Rotorkugel | 0 | 0 | 0 |
| | Rotorkugel (mit Gondelausrichtung) | 0 | 0 | 0 |

A.4.2 Bewegungsgeschwindigkeiten und abgeleitete Flugpositionen

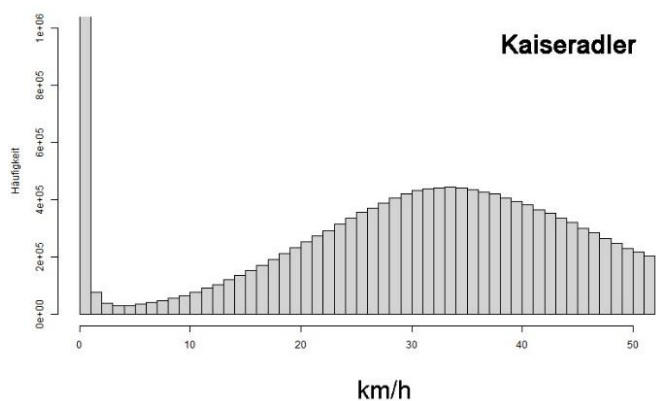


Abbildung 38: Histogramm der artspezifischen Bewegungsgeschwindigkeit (X-Achse). Deren Häufigkeit (Y-Achse) wurde artspezifisch so angepasst, dass das bimodale Muster (sitzen vs. fliegen) gut sichtbar wird.

Für den Kaiseradler ermitteln wir einen Flug-Modalwert, der bei etwa 33 km/h liegt (s. Abbildung 39). Geschwindigkeitsmessungen deuten auf etwa 36 km/h hin (BRUDERER & BOLDT 2001). Der Grenzwert zur Selektion der GPS-Flugdaten wurde für diese Art auf 4 km/h gesetzt.

A.4.3 Bestimmung der relevanten Monate

Detaillierte Telemetrie-Untersuchungen zur Nestanwesenheit des **Kaiseradlers** (bspw. in Österreich) sind u. E. nicht publiziert. Die Fachgespräche mit artspezifischen Expertinnen und Experten ergaben Skepsis gegenüber dem als für diese Art als irrelevant eingestuften Monat Januar, da in diesem Monat für diese Art i. d. R. intensive vor-brutzeitliche Aktivitäten bekannt sind (wenigstens im Kontext dessen, was über diese Art in der Pannonischen Region bekannt ist) – vgl. Abbildung 39. Um diesem Sachverhalt weiter nachzugehen, wiederholten wir die entsprechenden Analysen unter Berücksichtigung sämtlicher GPS-Positionen, d. h., auch der Ruhe- und Schreitpositionen. Im Ergebnis wurde der Januar als zusätzlicher relevanter Monat selektiert, sodass wir zusammengefasst davon ausgehen, dass die hier angewendete Methode das jahreszeitlich (bzw. verhaltensabhängige) Flugverhalten korrekt quantifiziert. Auch hier kann ein Hauptgrund für die in den Wintermonaten deutlich verringerte Flugaktivität die Wetterbedingungen sein, wie es bspw. für den Seeadler beschrieben wurde und so auch für den Kaiseradler in einem Fachgespräch bestätigt wurde (LOVE 1983; BROWN & AMADON 1989).

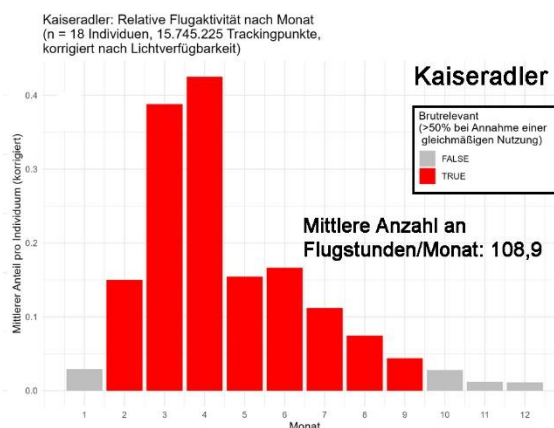


Abbildung 39: Empirische Ermittlung der für das RKR-Modell relevanten artspezifisch zu betrachtenden Monate (rote Balken) basierend auf GPS-Daten zur Flugaktivität von Brutvögeln für den Kaiseradler. Die Y-Achse zeigt die anteilige Flugaktivität pro Jahr im 15 km Umfeld des Brutplatzes an, die X-Achse die Monate. Monate werden dann als relevant eingestuft, wenn die mittlere relative Flugaktivität mindestens 50 % desjenigen Wertes beträgt, den man bei gleichmäßiger Nutzung aller Monate erwarten würde. Die angezeigte mittlere Anzahl an Flugstunden/Monat im Home-Range (gemittelt über die artspezifisch relevanten Monate) ergibt sich aus der Analyse der Tagesphänologie (vgl. Abschnitt A.6.6).

A.4.4 Erstellung und Analyse der Habitatnutzungsmodelle

Variablenselektion und finale Modellauswahl und -erstellung

Die Regressionsergebnisse zum **Kaiseradler** sind in Abbildung 40 gezeigt. Ein zentrales Merkmal ist die geringe Attraktivität wasserreicher Landschaften. Sowohl hohe Dichten von Wasserflächen im 500-m-Umfeld („LU_allwater_dens_00500_Sp6“) als auch hohe Dichten kleinerer Flüsse

(„LU_river_small_dens_00500_Sp6“) und Seen („LU_lake_dens_00500_Sp5“) wirken negativ, wobei moderate Dichten von kleinen Flüssen wiederum einen positiven Effekt haben können, wenn sie nur vereinzelt auftreten („LU_river_small_dens_00000_Sp4“, „LU_river_small_dens_00100_Sp4“). Mögliche Erklärungen für die Meidung größerer Gewässer sind die Präferenz des Kaiseradlers für trockene (ehemals steppenartige), offene Landschaften mit großer Sichtweite und geringer Störungsintensität.

Deutlich positiv wirkt dagegen das Vorhandensein kleinräumiger Gehölz- und Strauchstrukturen („LU_swf_dens_0000_Sp6“, „LU_swf_dist_Sp1“, „LU_swf_dist30_ha_Sp6“), wenn sie nicht zu flächig/geschlossen sind („LU_swf_dens_0100_Sp6“). Der Kaiseradler bevorzugt halboffene Habitats mit Hecken, Gebüsch, Einzelbäumen und Feldgehölzen, die Deckung und Sitzwarten bieten, während größere, geschlossene Waldflächen („LU_tree_dist_Sp6“) großräumig gemieden werden. Einige der Expertinnen und Experten für diese Art hielten den positiven Effekt der kleinen Gehölzstrukturen für möglicherweise indirekt – also weniger als direkte Habitatpräferenz, sondern eher als Proxy für bspw. günstige Thermikbedingungen oder strukturierte, reliefreiche Landschaften. Diese Interpretation erscheint insofern plausibel, als kleinräumige Strukturvielfalt häufig mit Mikrorelief, Aufwinden und lokalen Aufheizungseffekten korreliert, die für großflächig segelnde Adler günstig sind.

Grasland scheint ein wichtiger Parameter zu sein, dessen vielfältige Auswahl an diesbezüglichen Variablen jedoch eine hohe Komplexität dieser Abhängigkeiten zeigt: Sehr hohe Dichten von Graslandflächen („LU_grass_cop_dens_00500_Sp6“, „LU_grass_cop_dens_0000_res200_Sp6“) sowie das Innere großer offener Graslandareale („LU_grass_cop_dist_Sp1“) werden gemieden, während die Frage, ob größere Distanzen zu solche Flächen bevorzugt werden oder nicht, von der Größe der jeweiligen Graslandfläche abzuhängen scheint („LU_grass_cop_dist_Sp6“ vs. „LU_grass_cop_dist03_ha_Sp6“). Zusammengenommen legen die selektierten Vegetationsvariablen nahe, dass der Kaiseradler Randzonen zwischen Offenland und Strauch- bzw. Baumstrukturen bevorzugt – also Übergangsbereiche, die gute Jagdmöglichkeiten auf Kleinsäuger und Vögel bieten, zugleich aber Deckung ermöglichen.

Bezüglich der landwirtschaftlichen Nutzung ergibt sich ein eindeutiges Bild: Die Distanz zu Flächen mit großen Dichten an extensiven, seit mehreren Jahren nicht mehr umgebrochenen Flächen (üblicherweise Grasland), sollte möglichst gering sein („LU_ploughing_indicator_dist_Sp6“). Gleichzeitig werden Bereiche bevorzugt, die besonders selten maschinell landwirtschaftlich bearbeitet werden („LU_ploughing_indicator_dens_00500_Sp6“). Der Kaiseradler nutzt somit mosaikartig strukturierte, extensiv bewirtschaftete Agrarlandschaften und bevorzugt dabei ungestörte Flächen mit niedriger Intensität. Die Gespräche mit den artspezifischen Expertinnen und Experten legen nahe, dass die Bevorzugung ungestörter Flächen mit territorialen Ansprüchen zusammenhängen könnte, eine gewisse Nähe zur Landwirtschaft wiederum mit der Nahrungsverfügbarkeit assoziiert sein könnte. In Übereinstimmung mit bspw. Weißstorch und Wespenbussard werden große Distanzen zu versiegelten Bereichen (in diesem Falle leicht) vermieden („Imper_dist_Sp6“), was auch hier auf die Nutzung entsprechender Thermik zurückgeführt werden kann.

Kaiseradler

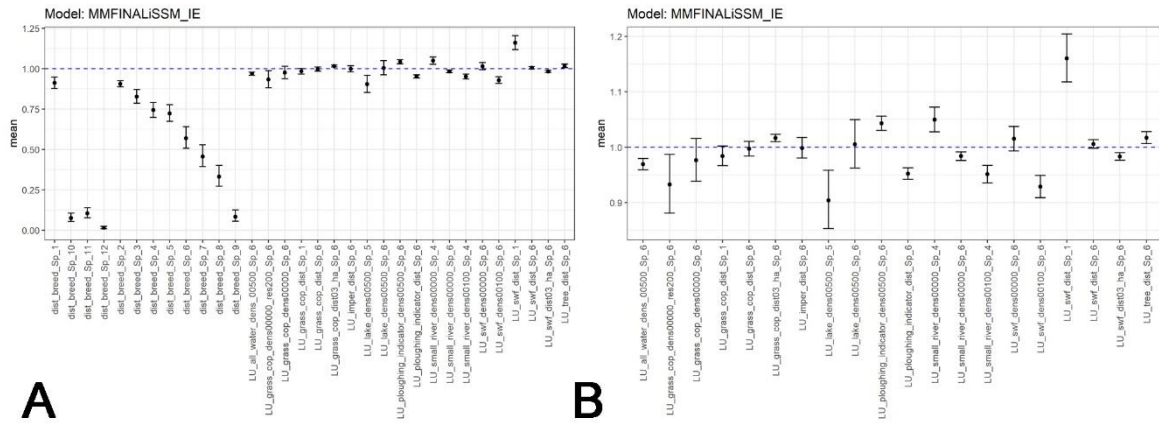


Abbildung 40: Regressionsparameter (schwarze Punkte) und 95%-Konfidenzintervalle (schwarze Fehlerbalken) zu den finalen artspezifischen Habitatnutzungsmodellen für den Kaiseradler. Linker Plot (A) zeigt die Ergebnisse inklusive Brutsplines an, der rechte Plot (B) vergrößert auf den Y-Achsenbereich ausschließlich für die Landnutzungsparameter. Werte über 1,0 (blaue gestrichelte Linie) bedeuten eine relative Attraktion mit ansteigenden Werten in der Variable, Werte kleiner als 1,0 eine Meidung. Nur relative Unterschiede im Wert unterschiedlicher Brut bzw. Landnutzungsvariablen (beide Blöcke sind getrennt zu betrachten) sind relevant. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

Insgesamt ergibt sich für den Kaiseradler ein Habitatprofil, das offene, aber strukturreiche Agrar- und Steppenlandschaften mit mäßig intensiver landwirtschaftlicher Nutzung und vereinzelt Gehölzen bevorzugt, während großflächige Wälder, Gewässerkomplexe und stark intensivierte Gebiete gemieden werden (vgl. auch Abbildung 41). Das Muster deckt sich gut mit Beobachtungen aus Ost- und Südosteuropa, wo Kaiseradler bevorzugt in halboffenen Agrarlandschaften mit Baumgruppen, Hecken und vereinzelt Waldinseln brüten und jagen. Insbesondere zeigt HORVÁTH ET AL. (2011), dass eine Mischung aus intensiv bewirtschafteten Feldern und verbliebenen Graslandflächen die bevorzugten Nahrungshabitate dieser Art sind. Die im Modell deutlich erkennbaren positiven Effekte von kleinräumigen Gehölzen und mittleren Stromleitungsdichten lassen sich – ökologisch wie methodisch – als Hinweise auf die Bedeutung strukturierter, thermisch aktiver und von Jagdsitzmöglichkeiten durchzogener Kulturlandschaften interpretieren.

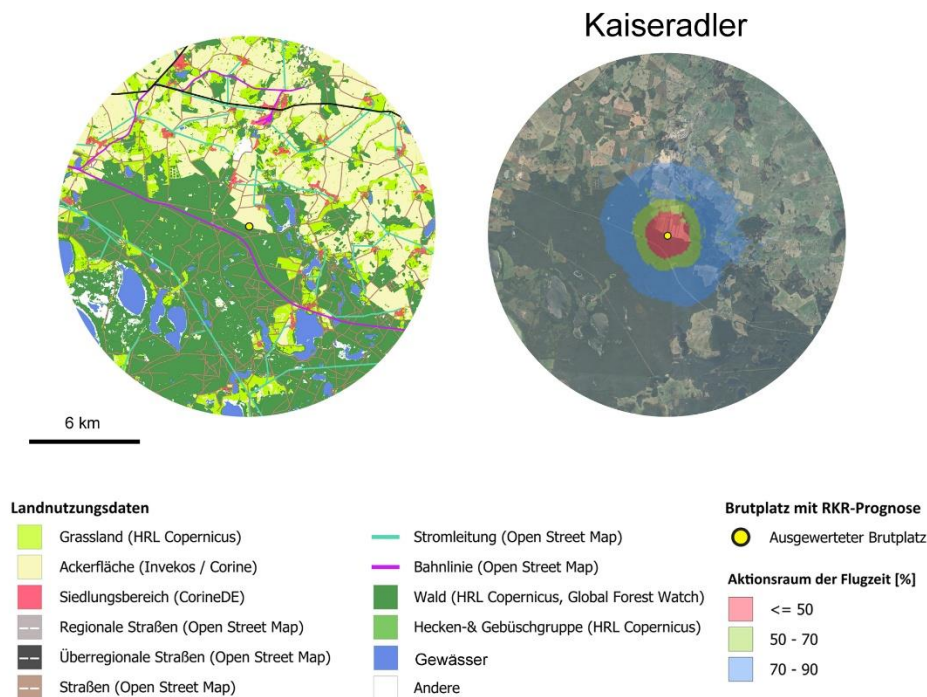


Abbildung 41: Landnutzungstypen (Mitte) und artspezifische RKR-Habitatnutzungsprognose für einen exemplarischen/virtuellen Brutplatz (gelber Punkt).

Für die Kaiseradler RKR-Prognosen zeigen sich gemittelt über verschiedene Brutplätze 90 % der Flugaktivität dieser Art in einer Home-Range von knapp 40 km² – Literaturangaben zu der mittleren Home-Range-Größe sind uns nicht bekannt.

Habitatnutzung vs. derzeitige abstands-basierte Annahmen

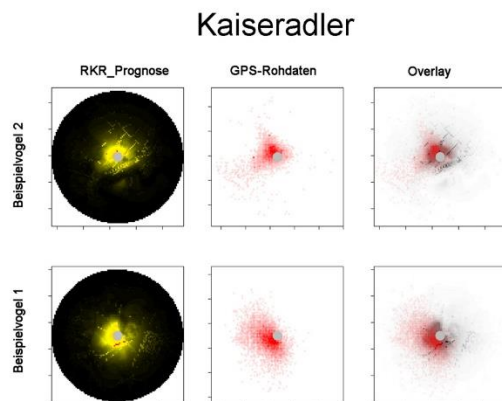


Abbildung 42: Zwei exemplarische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung in einer Brutsaison von brütenden Kaiseradlern. RKR-Modellprognose mit schwarz = niedrige und Gelb/Rot = hohe prognostizierte Nutzung (jeweils links); rote Punkte repräsentierten reale GPS-Trackingdaten (jeweils mittig), beim Übereinanderlegen (jeweils rechts) repräsentiert eine graue/schwarze Farbe eine hohe prognostizierte Nutzung. Es sei angemerkt, dass Realpunkte (rot) oft nur stark fragmentarisch gegeben sind und sich die reale Landnutzung zudem stark von Saison zu Saison ändern kann, wohingegen die RKR-Prognosen die mittlere Nutzung über eine große Anzahl an Saisons prognostizieren – eine Vergleichbarkeit ist daher nur eingeschränkt gegeben.

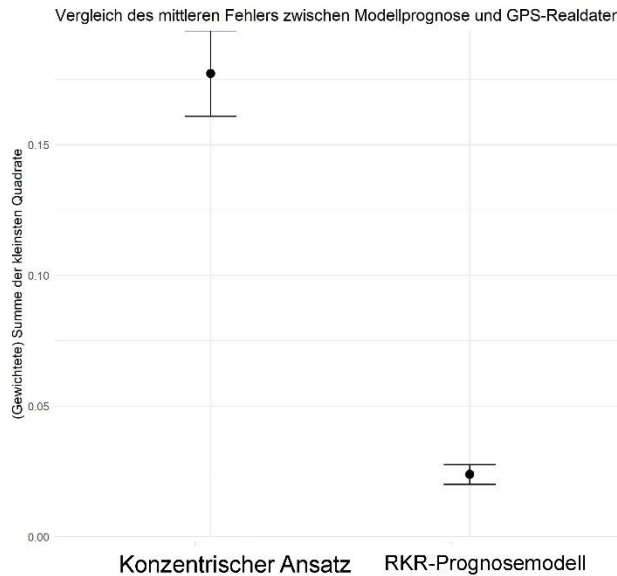


Abbildung 43: Numerische Vergleiche zur prognostizierten vs. realen Landnutzung von Brutvögeln des Kaiseradlers für einen zirkulären Ansatz basierend auf den im BNatSchG angegebenen artspezifischen Distanzen (konzentrischer Ansatz) und den Habitatnutzungsprognosen der artspezifisch angepassten RKR-Modelle. Die y-Achse zeigt den Fehler zwischen realer und prognostizierter Landnutzung an (gemessen als reskalierte Summe der kleinsten Quadrate) und die x-Achse die jeweilige Prognosemethode. Punkte zeigen Mittelwerte an, Fehlerbalken 95%-Konfidenzintervalle. Die gezeigten Fehlerschätzungen sind aus drei Gründen nur eingeschränkt quantitativ interpretierbar (und nicht zwischen den Arten vergleichbar): (1) Die gesetzlichen Abstandsvorgaben des BNatSchG stellen kein Dichtemodell dar und sind daher nur bedingt mit räumlich kontinuierlichen Prognosen vergleichbar. (2) Die Berechnung der Fehler beinhaltet einen geringen Anteil zirkulärer Information, da einzelne Individuen sowohl zum Modellfit als auch zur Validierung beitragen; dieser Effekt ist jedoch aufgrund der vielen Individuen sehr klein. (3) Die Fragmentierung der GPS-Daten führt zu sogenannten „falschen Nullen“ und damit zu einer systematischen Überschätzung des Fehlers des RKR-Modells, während zirkuläre Vergleichsmodelle hiervon deutlich weniger betroffen sind. Insgesamt sind die dargestellten Differenzen daher als konservative Schätzung der tatsächlichen Prognoseverbesserung des RKR-Modells gegenüber dem konzentrischen Ansatz (orientiert an den Abstandsempfehlungen des BNatSchG) zu verstehen.

Regionale Unterschiede in der artspezifischen Habitatnutzung

Für den Kaiseradler liegt der RID-Wert basierend auf Quadranten bei $RID=0,642$ und basierend auf geografischen Regionen bei knapp über 1 ($1,01$) was darauf hinweisen könnte, dass diese Art in der Pannonischen Region vs. der Kontinentalen Region leicht veränderte Habitatpräferenzen zeigen könnte. Der RID-Wert befindet sich jedoch so dicht an dem Grenzwert von $1,0$, dass dies u. E. noch nicht als belastbar, sondern nur als Tendenz interpretiert werden sollte (vgl. Erklärungen zur Interpretation des RID-Wertes in Kap. 2.4.3).

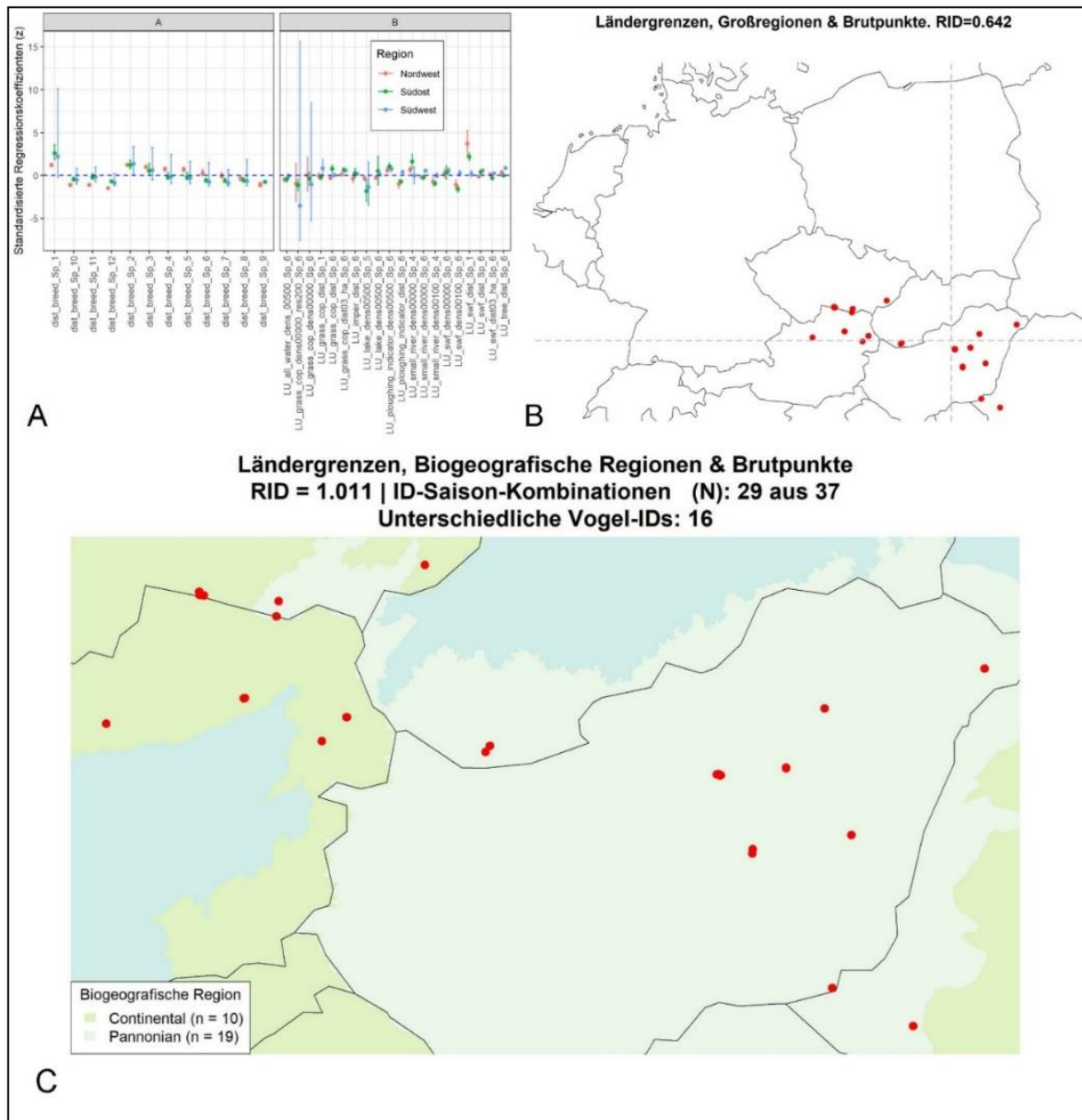


Abbildung 44: Regionale Robustheitsanalysen bzgl. des *Kaiseradlers*, Legende wie unter Abbildung 9.

A.4.5 Analyse der Tagesphänologie

Die tägliche Flugzeit der beiden Adlerarten von mehreren Stunden erscheint plausibel: Der Kaiseradler zeigt mit rund 3,6 Stunden pro Tag (s. Abbildung 45) eine höhere Aktivität als der Seeadler mit etwa 2,8 Stunden, was gut zu seiner stärker suchflugorientierten Jagdweise passt.

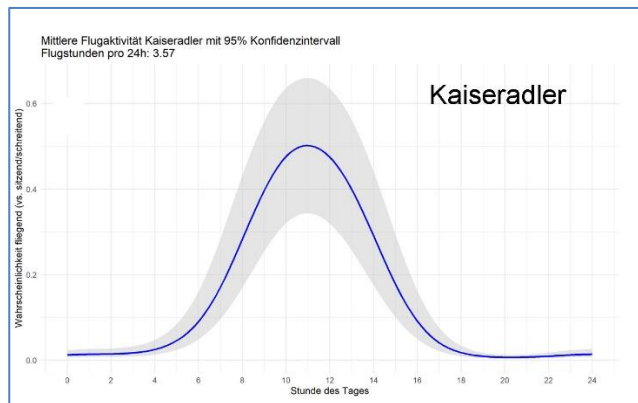


Abbildung 45: GAMM-basierte Analyse des relativen Anteils der Flugaktivität (blaue Linie, Y-Achse) in Abhängigkeit von der Tageszeit (X-Achse) für den Kaiseradler. Grau schattierte Bereiche: 95%-Konfidenzintervalle.

A.4.6 Analyse der Flughöhenverteilung

Sowohl der **Seeadler** (Abbildung 19 A) als auch der **Kaiseradler** (Abbildung 46 A) nutzen den Luftraum mit relativ gleichmäßig fallender Intensität; in beiden Fällen wird der Luftraum bis in über 1.000 m Höhe regelmäßig genutzt. Der Kaiseradler weicht nur dahingehend vom Seeadler ab, dass er eine leicht ausgeprägte Präferenz für sehr niedrige Höhen zeigt und zudem die Flughöhen bis 300 m recht gleichmäßig nutzt (das Histogramm zeigt ein Plateau), wohingegen die Flughöhen des Seeadlers kontinuierlich fallend sind.

Der Kaiseradler fliegt zudem umso niedriger, je näher er seinem Brutplatz kommt und fliegt höher bei hohen Dichten von intensiv und schnell befahrenen Straßen sowie niedriger im Umfeld von Freileitungen (s. Abbildung 47). Die Meidung von intensiv befahrenen Straßen ist im Einklang mit der im Zuge der Habitatpräferenzen identifizierten Bevorzugung natürlicher Gebiete, die Gespräche mit den Expertinnen und Experten legen ein regelmäßiges Nutzen dieser Gebiete als Jagd- und Brutrevier nahe. Dabei nutzen Kaiseradler die Freileitungen üblicherweise nicht als Ansitzwarte. Vielmehr werden Freileitungen und deren Umfeld vermutlich von den Beutetieren des Kaiseradlers regelmäßig genutzt und sind dort sowohl leichter zu finden als auch anfälliger, da Freileitungen meist vergleichsweise offen in der Landschaft stehen.

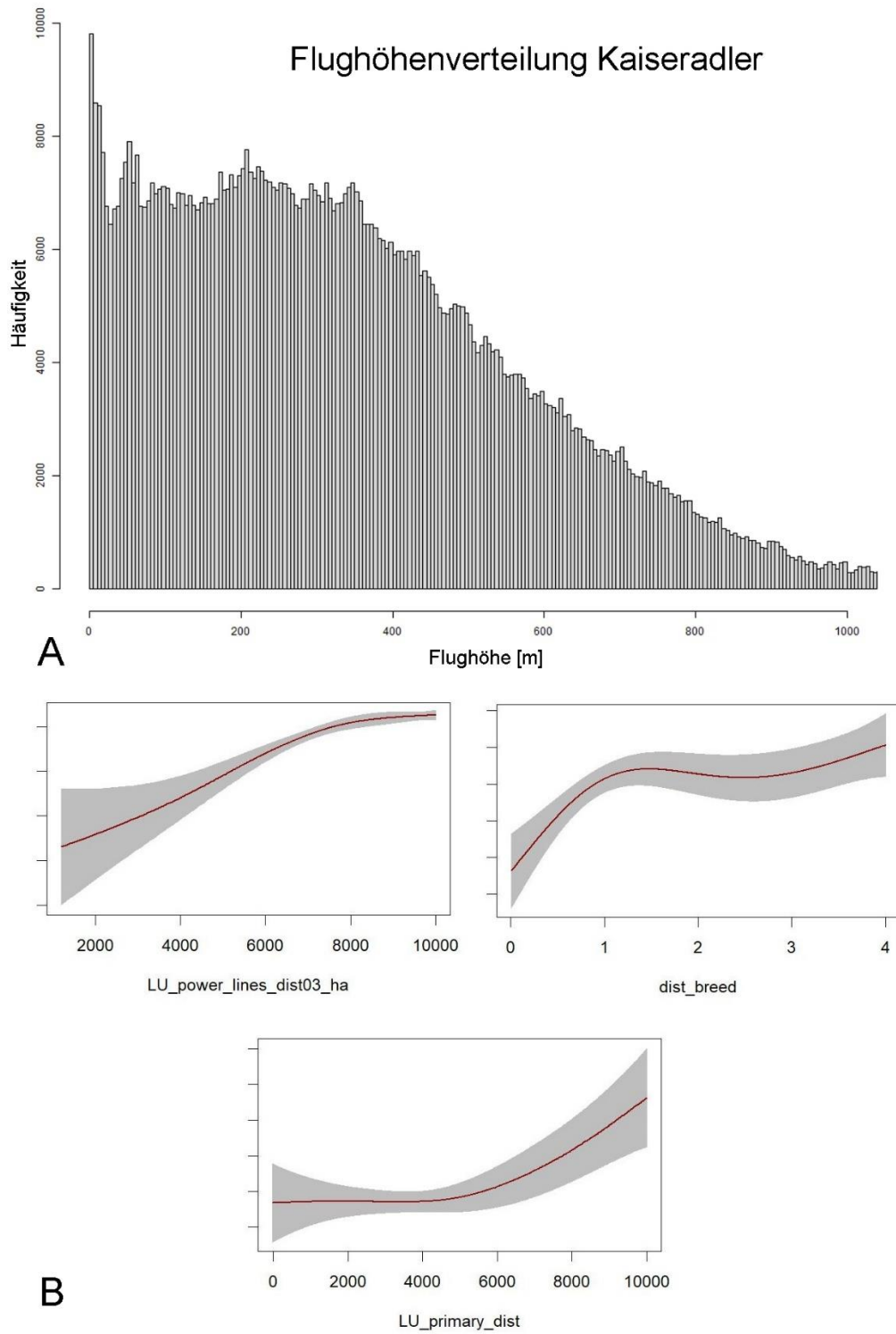


Abbildung 46: Histogramm der Flughöhenverteilung für den Kaiseradler (A) und GAM-basierte, ermittelte Variablen und Abhängigkeiten die einen Einfluss auf die mittlere Flughöhenverteilung ausüben (B). Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

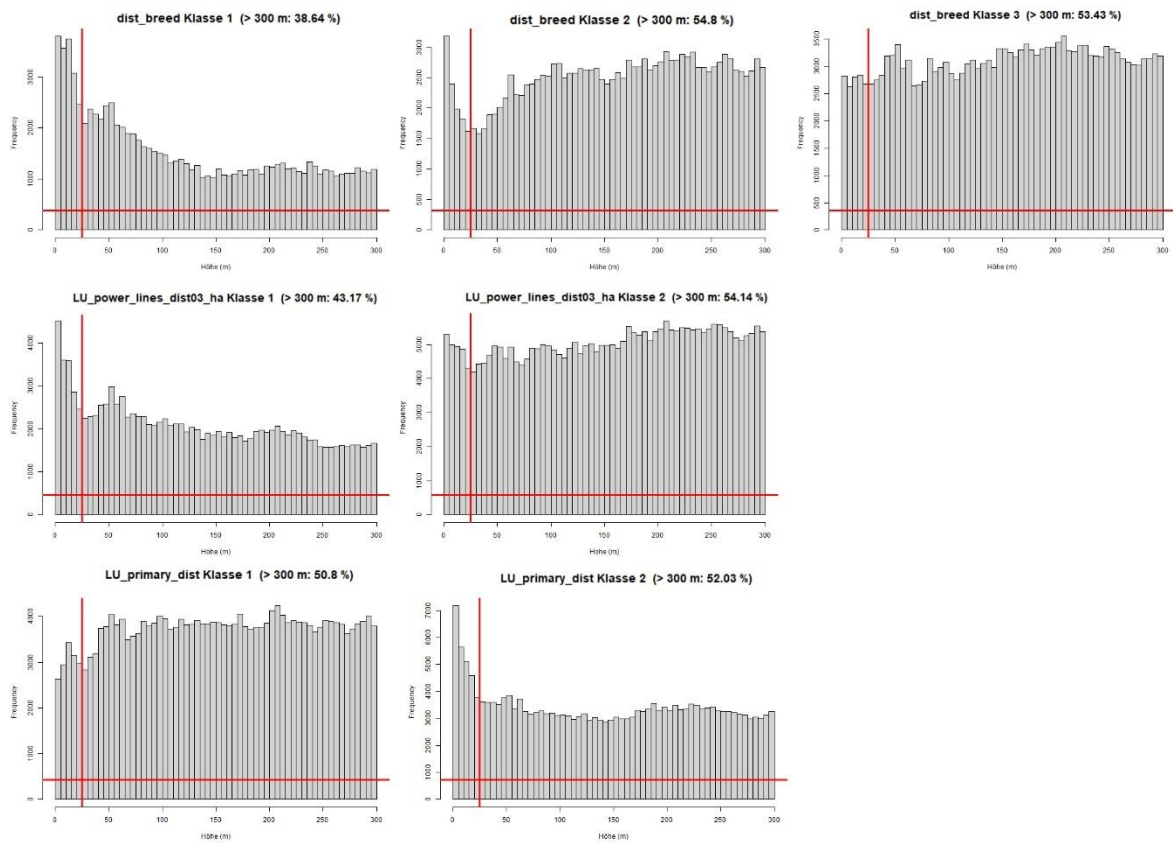


Abbildung 47: Histogramme der Flughöhenverteilung des Kaiseradlers über Landschaftsklassen, die basierend auf den in Abbildung 46 (B) selektierten kontinuierlichen Variablen definiert wurden. Insbesondere wurden die Grenzwerte zwischen den diskreten Klassen so gesetzt, dass sie einen optimalen Kompromiss zwischen Datendichte und hohen vs. niedrigen Variablenwerten repräsentieren. Obere Zeile: Distanz zum Brutplatz (links niedrige, dann mittlere, rechts hohe Distanz); mittlere Zeile: Distanz zu Überland-Freileitungen (links niedrige, rechts hohe Distanzen); untere Zeile: Distanz zu Haupt- und Verbindungstraßen (links geringe Distanzen, rechts hohe Distanzen). Der prozentuale Wert hinter „>300 m“ bezieht sich auf den Anteil der Flugpositionen oberhalb von 300 m. Weitere Erläuterungen zu der Interpretation der Variablennamen finden sich im Anhang A.1.

A.4.7 Analyse des Ausweichverhaltens

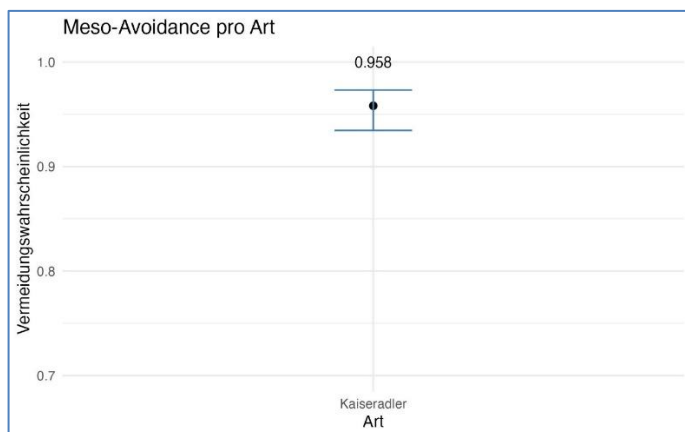


Abbildung 48: Die ermittelte artspezifische Meso-Avoidance für den Kaiseradler (schwarzer Punkt) nebst 95%-Konfidenzintervall (blauer Fehlerbalken).

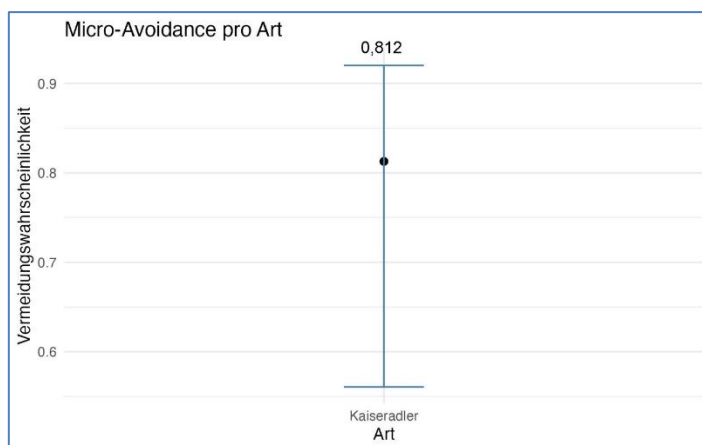


Abbildung 49: Die ermittelte artspezifische Micro-Avoidance (schwarzer Punkt) nebst 95%-Konfidenzintervall (blauer Fehlerbalken).

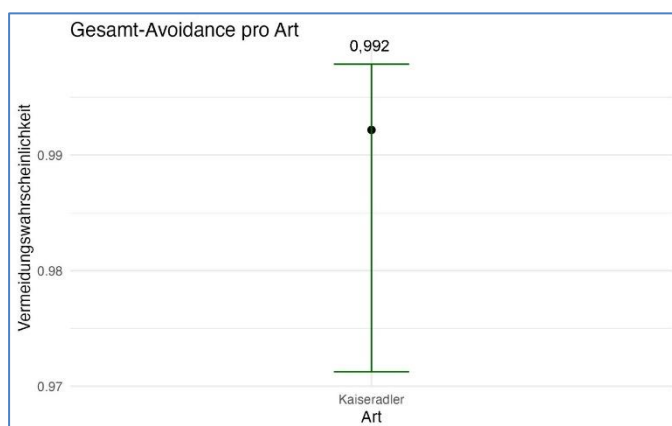


Abbildung 50: Die ermittelte artspezifische Gesamt-Avoidance für den Kaiseradler (schwarzer Punkt) nebst 95%-Konfidenzintervall (grüner Fehlerbalken).

A.4.8 Quantifizierung der Schätzunsicherheiten

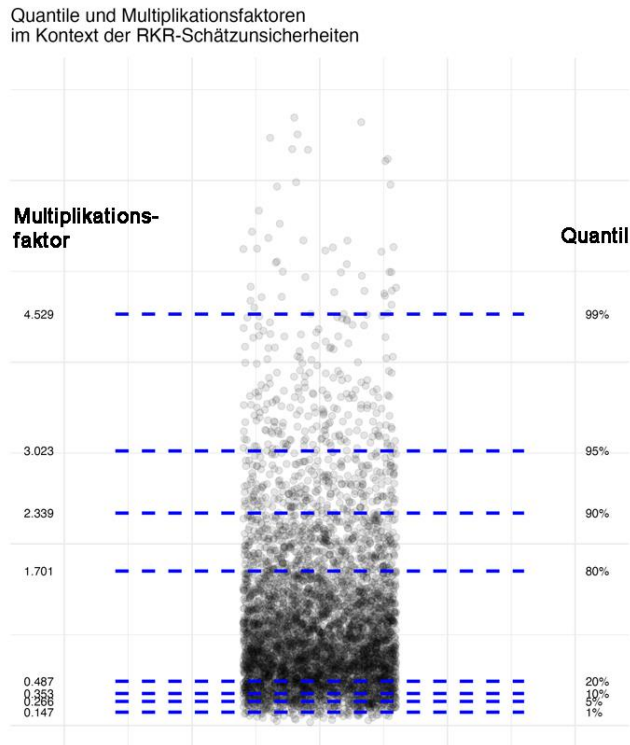


Abbildung 51: Visualisierung der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte (schwarze Punkte) welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Quantile sind mit blauen gestrichelten Linien angezeigt (Prozentwerte jeweils rechts), die damit assoziierten Werte („Multiplikationsfaktoren“ – s. Erklärung im Haupttext) finden sich jeweils auf der linken Seite der Linien dargestellt.

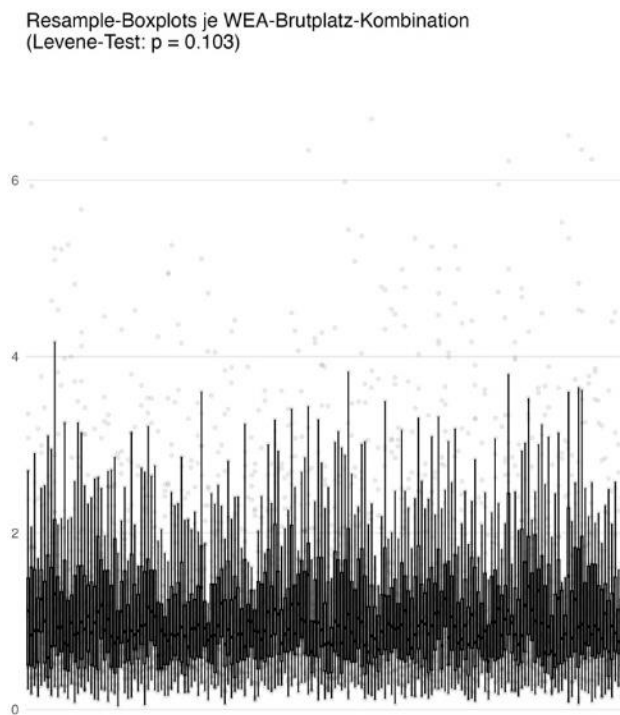


Abbildung 52: Boxplots (je WEA-Brutplatz-Kombination) der RKR-Kollisionsrisiko-Resamplewerte, welche den Berechnungen der artspezifischen Schätzunsicherheiten zugrunde liegen. Oberhalb der Grafik ist der p -Wert des artspezifischen Levene-Tests gegeben. Ein signifikantes Ergebnis würde darauf hindeuten, dass die Schätzunsicherheit in höherem Maße konstellationspezifisch ist, d. h., sich mit dem Ort ändert.

A.5 Ergänzende Regressionsanalysen

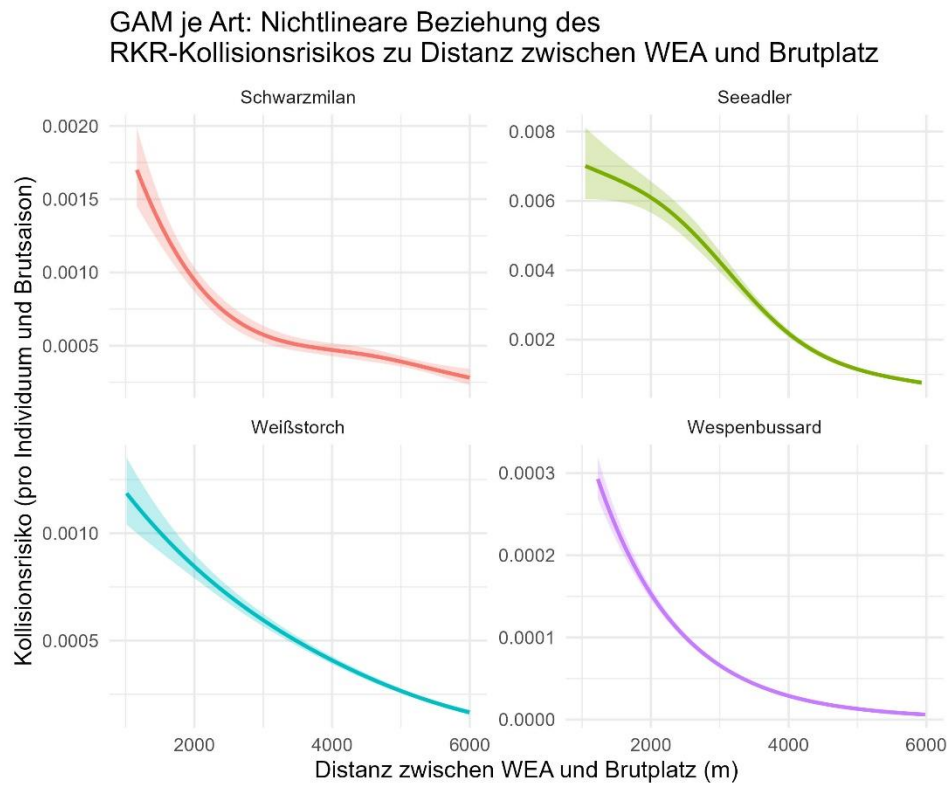


Abbildung 53: GAM-basierte Regressionskurven (farbige Linien) nebst 95%-Konfidenzintervallen (farbig schattierte Bereiche) der Abhängigkeit des artspezifisch berechneten RKR-Kollisionsrisikos in Abhängigkeit von der Distanz zwischen WEA und Brutplatz. Zugrunde liegen diejenigen Berechnungen, die auf realen Brutplätzen der jeweils betrachteten Art und virtuell und zufällig platzierten WEA im 1-6 km Umfeld beruhen und u. A. im Kontext der Varianzschätzungen verwendet wurden.

A.6 Artspezifische Ergänzungen zur RKR-Berechnungsvorschrift

Die vorliegende Ergänzung erweitert die veröffentlichte Berechnungsvorschrift des RKR-Modells (im Folgenden Grundvorschrift)³ um artspezifische Anpassungen für zusätzliche Arten. Die Grundvorschrift ist für den Rotmilan extern geprüft und vollständig dokumentiert und dient als methodische und technische Referenz für alle Berechnungsschritte (vgl. MERCKER ET AL. 2024b).

Soweit in den nachfolgenden Kapiteln nicht explizit dargestellt, gelten Methodik, Annahmen und Implementierung der Grundvorschrift unverändert. Alle Verweise auf die Grundvorschrift beziehen sich kapitelgenau auf die dort dokumentierten Formeln, Parameterdefinitionen und Implementierungsdetails.

A.6.1 Landnutzungsquellen

Die Datenaufbereitung erfolgt gemäß der Grundvorschrift (vgl. Kapitel 2.1 „Eingangsdaten“). Für die erweiterten Arten wurden die nachfolgend aufgeführten Datensätze verwendet. Die beschriebenen Variablen sind Bestandteil der mitgelieferten Test- und Modelldaten des erweiterten RKR-Modells und liegen für jede Art im entsprechenden Unterordner „LU_Daten“ vor. Die Copernicus HRL Tree Cover Density (TCL) wurden im Folgenden wie unter MERCKER ET AL. (2024b) beschrieben (erste ergänzte/angepasste Version der Berechnungsvorschrift) hinsichtlich jüngsten Waldverlustes mit den Daten des „Global Forest Watch“ korrigiert.

Datenquellen des Seeadlers

Für den Seeadler wurden folgende Variablen abgeleitet:

Landwirtschaft „ploughing_indicator“ (Copernicus HRL Ploughing Indicator)

Die zur Verfügung gestellten Testdaten liegen im Rasterformat vor und bilden die Intensität von Pflugarbeiten ab.

„ploughing_indicator_dens00500“: Dichte an Pflugflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„ploughing_indicator_dens01000“: Dichte an Pflugflächen im 1.000 m Radius – 20 × 20 m Raster.

Wald „tree“ (Copernicus HRL Tree Cover Density, Nadel- und Laubwaldanteile)

Die Testdaten wurden aus den HRL-Beständen abgeleitet. Grundlage sind Raster mit 20 × 20 m Auflösung.

„tree_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Waldfläche – 20 × 20 m Raster;

„tree_coniferous_dens00000“: Dichte an Nadelwald in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„tree_coniferous_dens00100“: Dichte an Nadelwald im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„tree_coniferous_dens00500“: Dichte an Nadelwald im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„tree_coniferous_dist“: Distanz zur nächsten Nadelwaldfläche – 20 × 20 m Raster;

„tree_broadleaved_dist“: Distanz zur nächsten Laubwaldfläche – 20 × 20 m Raster.

Grünland „grassCop“ (Copernicus HRL Grassland)

³ <https://www.naturschutz-energiewende.de/download/rkr-modell-berechnungsvorschrift-und-eingangs-und-validierungsdateien/>

Die zur Verfügung gestellten Testdaten liegen als Raster im HRL-Format vor.

„grass_cop_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Grünlandfläche – 20 × 20 m Raster.

Wasserflächen und Gewässer (OSM / HRL Water)

Die Testdaten stammen aus OSM (Seen, Fließgewässer) sowie HRL (Wasserflächen) und liegen im Rasterformat vor.

„lake_dens00500“: Dichte an Seen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„all_water_dens_00500“: Gesamtdichte an Wasserflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„small_river_dens00000“: Dichte kleiner Fließgewässer in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster.

Hecken und Gebüschgruppen „Small Woody Features – SWF“ (Copernicus HRL SWF)

Die Testdaten liegen im HRL-Rasterformat (5 m bzw. aggregiert auf 20 m) vor.

„swf_dens00000“: Dichte an SWF in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„swf_dens00100“: Dichte an SWF im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„swf_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Hecke- bzw. Gebüschgruppe – 20 × 20 m Raster.

Infrastruktur (OpenStreetMap)

„rail_dens00500“: Dichte an Eisenbahnlinien im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„2_class_road_dens00000“: Dichte an Straßen 2. Ordnung in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster.

Versiegelung „imperviousness“ (Copernicus HRL Imperviousness)

Die Testdaten wurden aus dem HRL-Datensatz „Imperviousness“ abgeleitet.

„imper_dist“: Distanz zur nächstgelegenen versiegelten Fläche – 20 × 20 m Raster.

Datenquellen des Kaiseradlers

Für den Kaiseradler wurden folgende Variablen abgeleitet:

Landwirtschaft „ploughing_indicator“ (Copernicus HRL Ploughing Indicator)

Die Testdaten liegen im Rasterformat vor und bilden die Intensität von Pflugarbeiten ab.

„ploughing_indicator_dens00500“: Dichte an Pflugflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„ploughing_indicator_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Pflugfläche – 20 × 20 m Raster.

Grünland „grassCop“ (Copernicus HRL Grassland)

Die zur Verfügung gestellten Testdaten liegen als Rasterdaten im HRL-Format vor.

„grass_cop_dens00000“: Dichte an Grünlandflächen in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„grass_cop_dens00000_res200“: Dichte an Grünlandflächen in der Rasterzelle – 200 × 200 m Raster;

„grass_cop_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Grünlandfläche – 20 × 20 m Raster;

„grass_cop_dist03_ha“: Distanz zur nächstgelegenen Grünlandfläche größer 3 ha – 100 × 100 m Raster.

Wald „tree“ (Copernicus HRL Tree Cover Density)

Die Testdaten stammen aus HRL und wurden in Raster mit 20 × 20 m Auflösung überführt.

„tree_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Waldfläche – 20 × 20 m Raster.

Hecken und Gebüschgruppen „Small Woody Features – SWF“ (Copernicus HRL SWF)

Die Testdaten liegen im HRL-Rasterformat (5 m, aggregiert auf 20 m) vor.

„swf_dens00000“: Dichte an SWF in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;
 „swf_dens00100“: Dichte an SWF im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster;
 „swf_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Hecke- bzw. Gebüschgruppe – 20 × 20 m Raster;
 „swf_dist03_ha“: Distanz zur nächstgelegenen zusammenhängenden SWF-Fläche größer 3 ha – 100 × 100 m Raster.

Wasserflächen und Gewässer (OSM / HRL Water)

Die Testdaten stammen aus OSM (Seen, Fließgewässer) sowie HRL (Wasserflächen).

„lake_dens00500“: Dichte an Seen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;
 „all_water_dens_00500“: Gesamtdichte an Wasserflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;
 „small_river_dens00000“: Dichte kleiner Fließgewässer in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;
 „small_river_dens00100“: Dichte kleiner Fließgewässer im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster.

Versiegelung „imperviousness“ (Copernicus HRL Imperviousness)

Die Testdaten wurden aus dem HRL-Datensatz „Imperviousness“ abgeleitet.

„imper_dist“: Distanz zur nächstgelegenen versiegelten Fläche – 20 × 20 m Raster.

Datenquellen des Schwarzmilans

Für den Schwarzmilan wurden folgende Variablen abgeleitet:

Landwirtschaft „ploughing_indicator“ (Copernicus HRL Ploughing Indicator)

Die Testdaten liegen im Rasterformat vor und bilden die Intensität von Pflugarbeiten ab.

„ploughing_indicator_dens00500“: Dichte an Pflugflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;
 „ploughing_indicator_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Pflugfläche – 20 × 20 m Raster.

Grünland „grassCop“ (Copernicus HRL Grassland)

Die zur Verfügung gestellten Testdaten liegen als Rasterdaten im HRL-Format vor.

„grass_cop_dens00000_res200“: Dichte an Grünlandflächen in der Rasterzelle – 200 × 200 m Raster;
 „grass_cop_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Grünlandfläche – 20 × 20 m Raster.

Wald „tree“ (Copernicus HRL Tree Cover Density, inkl. Nadelwaldanteile)

Die Testdaten stammen aus HRL und wurden in Raster mit 20 × 20 m Auflösung überführt.

„tree_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Waldfläche – 20 × 20 m Raster;
 „tree_coniferous_dens00500“: Dichte an Nadelwald im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster.

Hecken und Gebüschgruppen „Small Woody Features – SWF“ (Copernicus HRL SWF)

Die Testdaten liegen im HRL-Rasterformat (5 m, aggregiert auf 20 m) vor.

„swf_dens00000“: Dichte an SWF in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;
 „swf_dens00100“: Dichte an SWF im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster;
 „swf_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Hecke- bzw. Gebüschgruppe – 20 × 20 m Raster.

Wasserflächen und Gewässer (OSM / HRL Water)

Die Testdaten stammen aus OSM (Seen, Fließgewässer) sowie HRL (Wasserflächen).

„lake_dens00500“: Dichte an Seen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;
 „small_river_dens00000“: Dichte kleiner Fließgewässer in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster.

Versiegelung „imperviousness“ (Copernicus HRL Imperviousness)

Die Testdaten wurden aus dem HRL-Datensatz „Imperviousness“ abgeleitet.

„imper_dens00000“: Versiegelungsgrad in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„imper_dist“: Distanz zur nächstgelegenen versiegelten Fläche – 20 × 20 m Raster.

Infrastruktur (OpenStreetMap / Combined Data)

Die Daten zu Straßen, Landesstraßen, Eisenbahnen und Hochspannungsleitungen stammen aus OSM bzw. kombinierten Infrastrukturdaten und wurden in Rasterdaten überführt.

„1_class_road_dens00000“: Dichte an Straßen 1. Ordnung in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„2_class_road_dens00000“: Dichte an Straßen 2. Ordnung in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„2_class_road_dens00100“: Dichte an Straßen 2. Ordnung im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„secondary_dens00000“: Dichte an Landesstraßen (secondary) in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„secondary_dens00100“: Dichte an Landesstraßen (secondary) im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„power_lines_highV_dens00100“: Dichte an Hochspannungsleitungen im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster.

Datenquellen des Wespenbussards

Für den Wespenbussard wurden folgende Variablen abgeleitet:

Landwirtschaft „ploughing_indicator“ (Copernicus HRL Ploughing Indicator)

Die Testdaten liegen im Rasterformat vor und bilden die Intensität von Pflugarbeiten ab.

„ploughing_indicator_dens00500“: Dichte an Pflugflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster.

Grünland „grassCop“ (Copernicus HRL Grassland)

Die zur Verfügung gestellten Testdaten liegen als Rasterdaten im HRL-Format vor.

„grass_cop_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Grünlandfläche – 20 × 20 m Raster.

Wald „tree“ (Copernicus HRL Tree Cover Density, inkl. Nadel- und Laubwaldanteile)

Die Testdaten wurden aus HRL-Daten abgeleitet und in Raster mit 20 × 20 m Auflösung überführt.

„tree_dens00000“: Dichte an Wald in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„tree_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Waldfläche – 20 × 20 m Raster;

„tree_broadleaved_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Laubwaldfläche – 20 × 20 m Raster;

„tree_coniferous_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Nadelwaldfläche – 20 × 20 m Raster;

„tree_coniferous_dens00100“: Dichte an Nadelwald im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster.

Hecken und Gebüschgruppen „Small Woody Features – SWF“ (Copernicus HRL SWF)

Die Testdaten liegen im HRL-Rasterformat (5 m, aggregiert auf 20 m) vor.

„swf_dens00000“: Dichte an SWF in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„swf_dens00100“: Dichte an SWF im 100 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„swf_dens00500“: Dichte an SWF im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„swf_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Hecke- bzw. Gebüschgruppe – 20 × 20 m Raster.

Wasserflächen und Gewässer (OSM / HRL Water)

Die Testdaten stammen aus OSM (Seen, Fließgewässer, Gesamtdaten).

„lake_dens00500“: Dichte an Seen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;
„lake_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Seefläche – 20 × 20 m Raster;
„all_water_dens_00500“: Gesamtdichte an Wasserflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;
„all_water_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Wasserfläche – 20 × 20 m Raster.

Versiegelung „imperviousness“ (Copernicus HRL Imperviousness)

Die Testdaten wurden aus dem HRL-Datensatz „Imperviousness“ abgeleitet.

„imper_dist“: Distanz zur nächstgelegenen versiegelten Fläche – 20 × 20 m Raster.

Infrastruktur (OpenStreetMap)

„2_class_road_dens00000“: Dichte an Straßen 2. Ordnung in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster.

Datenquellen des Weißstorchs

Für den Weißstorch wurden folgende Variablen abgeleitet:

Landwirtschaft „ploughing_indicator“ (Copernicus HRL Ploughing Indicator / Corine Land Cover All Crops)

„ploughing_indicator_dens00500“: Dichte an Pflugflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;
„all_crops_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Ackerfläche – 20 × 20 m Raster.

Grünland „grassCop“ (Copernicus HRL Grassland)

Die Testdaten wurden aus HRL abgeleitet und in Raster mit 20 × 20 m Auflösung überführt.

„grass_cop_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Grünlandfläche – 20 × 20 m Raster.

Wald „tree“ (Copernicus HRL Tree Cover Density, inkl. Nadel- und Laubwaldanteile)

„tree_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Waldfläche – 20 × 20 m Raster;

„tree_coniferous_dens00000“: Dichte an Nadelwald in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„tree_broadleaved_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Laubwaldfläche – 20 × 20 m Raster.

Hecken und Gebüschgruppen „Small Woody Features – SWF“ (Copernicus HRL SWF)

Die Testdaten liegen im HRL-Rasterformat vor.

„swf_dens00000“: Dichte an SWF in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„swf_dist“: Distanz zur nächstgelegenen Hecke- bzw. Gebüschgruppe – 20 × 20 m Raster.

Wasserflächen und Gewässer (OSM / HRL Water)

„lake_dens00500“: Dichte an Seen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster;

„small_river_dens00000“: Dichte kleiner Fließgewässer in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„all_water_dens_00500“: Gesamtdichte an Wasserflächen im 500 m Radius – 20 × 20 m Raster.

„settlement_dens00000“: Dichte an Siedlungsflächen in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster.

Versiegelung „imperviousness“ (Copernicus HRL Imperviousness)

„imper_dist“: Distanz zur nächstgelegenen versiegelten Fläche – 20 × 20 m Raster.

Infrastruktur (OpenStreetMap)

„1_class_road_dens00000“: Dichte an Straßen 1. Ordnung in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„2_class_road_dens00000“: Dichte an Straßen 2. Ordnung in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster;

„secondary_dens00000“: Dichte an Landesstraßen (secondary) in der Rasterzelle – 20 × 20 m Raster.

A.6.2 Knotendateien, Skalierungsparameter und Regressionskoeffizienten

Für jede im erweiterten RKR-Modell berücksichtigte Art werden artspezifische Knotendateien (Knots) und Skalierungsparameter bzgl. der Landnutzungsvariablen als Dateien erstellt.

Die entsprechenden Dateien sind in den jeweiligen Unterordnern des Verzeichnisses „knots“ abgelegt. Sie enthalten die artspezifischen Knotensätze und Skalierungsinformationen, die für die Modellierung der Habitatnutzung verwendet werden, und wurden auf Grundlage der empirischen Daten der jeweiligen Art abgeleitet.

Jede Datei liegt im RDS-Format vor und umfasst die für eine Modellvariable berechneten Knotenwerte und Skalierungsfaktoren. Die Benennung der Dateien folgt dabei einem einheitlichen Schema: Der Dateiname setzt sich aus einem Präfix und dem Variablennamen zusammen. Über das Präfix wird der jeweilige Inhalt der Datei eindeutig gekennzeichnet – beispielsweise, ob es sich um Mittelwerte, Skalierungen oder Quantilknoten handelt.

Die artspezifischen Regressionsparameter zur Prognose der Landnutzung basierend auf den reskalierten Landnutzungsvariablen sind in Tabelle A1-Tabelle A5 gegeben.

Tabelle A1: Für die Modellprognosen relevante Regressionskoeffizienten (auf der linearen Skala) zur Charakterisierung der horizontalen Habitatnutzung brütender Schwarzmilane.

| Variablenname | Mittelwert_lin |
|---------------------------------------|----------------|
| log_sl | 0.241731 |
| cos_ta | 0.157561 |
| dist_breed_Sp_1 | 0.038332 |
| dist_breed_Sp_10 | -1.23174 |
| dist_breed_Sp_11 | -0.9554 |
| dist_breed_Sp_12 | -1.87905 |
| dist_breed_Sp_2 | -0.09774 |
| dist_breed_Sp_3 | -0.26161 |
| dist_breed_Sp_4 | -0.44514 |
| dist_breed_Sp_5 | -0.52214 |
| dist_breed_Sp_6 | -0.86469 |
| dist_breed_Sp_7 | -1.0442 |
| dist_breed_Sp_8 | -1.11805 |
| dist_breed_Sp_9 | -1.70807 |
| LU_tree_dist_Sp_6 | 0.026692 |
| LU_ploughing_indicator_dens00500_Sp_6 | 0.017909 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_6 | 0.177979 |
| LU_swf_dist_Sp_6 | 0.071829 |
| LU_2_class_road_dens00000_Sp_6 | 0.007013 |
| LU_swf_dens00000_Sp_6 | 0.040116 |
| LU_imper_dist_Sp_6 | -0.35842 |

| Variablenname | Mittelwert_lin |
|-------------------------------------|----------------|
| LU_small_river_dens00000_Sp_6 | -0.00082 |
| LU_ploughing_indicator_dist_Sp_6 | -0.00733 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_1 | -0.00135 |
| LU_imper_dens00000_Sp_6 | -0.0506 |
| LU_1_class_road_dens00000_Sp_6 | 0.014317 |
| LU_tree_coniferous_dens00500_Sp_6 | -0.15631 |
| LU_secondary_dens00000_Sp_6 | 0.011011 |
| LU_swf_dens00100_Sp_6 | -0.02031 |
| LU_2_class_road_dens00100_Sp_6 | 0.015221 |
| LU_secondary_dens00100_Sp_4 | 0.00574 |
| LU_power_lines_highV_dens00100_Sp_4 | -0.0109 |
| LU_grass_cop_dens00000_res200_Sp_6 | 0.091617 |
| LU_lake_dens00500_Sp_6 | -0.06261 |

Tabelle A2: Für die Modellprognosen relevante Regressionskoeffizienten (auf der linearen Skala) zur Charakterisierung der horizontalen Habitatnut-

zung brütender Wespenbussarde.

| Variablenname | Mittelwert_lin |
|---------------------------------------|----------------|
| log_sl | 0.20808 |
| cos_ta | 0.099614 |
| dist_breed_Sp_1 | -0.24778 |
| dist_breed_Sp_2 | -0.83855 |
| dist_breed_Sp_3 | -1.75278 |
| dist_breed_Sp_4 | -2.07798 |
| dist_breed_Sp_5 | -2.3913 |
| dist_breed_Sp_6 | -2.0903 |
| dist_breed_Sp_8 | -2.81875 |
| LU_tree_dist_Sp_1 | -0.06662 |
| LU_tree_broadleaved_dist_Sp_1 | 0.034035 |
| LU_tree_coniferous_dist_Sp_1 | 0.017413 |
| LU_swf_dens00000_Sp_6 | 0.032791 |
| LU_ploughing_indicator_dens00500_Sp_6 | 0.001169 |
| LU_swf_dens00100_Sp_6 | 0.019873 |
| LU_tree_dist_Sp_6 | 0.330875 |
| LU_imper_dist_Sp_6 | -0.12067 |
| LU_lake_dens00500_Sp_6 | -0.04724 |
| LU_all_water_dist_Sp_6 | 0.007712 |
| LU_all_water_dens_00500_Sp_6 | -0.00976 |
| LU_lake_dist_Sp_6 | -0.14276 |
| LU_tree_dist | -2.998 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_1 | -0.00754 |
| LU_swf_dens00500_Sp_6 | 0.013699 |
| LU_tree_dens00000_Sp_6 | 0.104603 |
| LU_tree_coniferous_dens00100_Sp_6 | -0.06523 |
| dist_breed_Sp_7 | -1.68445 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_6 | -0.03134 |

| | |
|--------------------------------|----------|
| LU_swf_dist_Sp_6 | 0.058786 |
| LU_2_class_road_dens00000_Sp_6 | -0.00548 |

Tabelle A3: Für die Modellprognosen relevante Regressionskoeffizienten (auf der linearen Skala) zur Charakterisierung der horizontalen Habitatnutzung brütender Kaiseradler.

| Variablenname | Mittelwert_lin |
|---------------------------------------|-----------------------|
| log_sl | 0.19926 |
| cos_ta | -0.43568 |
| dist_breed_Sp_1 | -0.61174 |
| dist_breed_Sp_10 | -3.02813 |
| dist_breed_Sp_11 | -2.34486 |
| dist_breed_Sp_12 | -3.91287 |
| dist_breed_Sp_2 | -1.10886 |
| dist_breed_Sp_3 | -1.60959 |
| dist_breed_Sp_4 | -2.39716 |
| dist_breed_Sp_5 | -2.43959 |
| dist_breed_Sp_6 | -3.63589 |
| dist_breed_Sp_7 | -3.66722 |
| dist_breed_Sp_8 | -3.50618 |
| dist_breed_Sp_9 | -4.84931 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_6 | -0.00288 |
| LU_swf_dist_Sp_6 | 0.005603 |
| LU_tree_dist_Sp_6 | 0.01699 |
| LU_ploughing_indicator_dens00500_Sp_6 | 0.042085 |
| LU_small_river_dens00000_Sp_6 | -0.0164 |
| LU_swf_dens00000_Sp_6 | 0.014975 |
| LU_lake_dens00500_Sp_6 | 0.005 |
| LU_small_river_dens00100_Sp_4 | -0.05017 |
| LU_small_river_dens00000_Sp_4 | 0.048373 |
| LU_imper_dist_Sp_6 | -0.00146 |
| LU_grass_cop_dens00000_res200_Sp_6 | -0.06986 |
| LU_grass_cop_dens00000_Sp_6 | -0.0241 |
| LU_grass_cop_dist03_ha_Sp_6 | 0.016372 |
| LU_ploughing_indicator_dist_Sp_6 | -0.04912 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_1 | -0.01605 |
| LU_swf_dist_Sp_1 | 0.148595 |
| LU_swf_dist03_ha_Sp_6 | -0.01693 |
| LU_swf_dens00100_Sp_6 | -0.07394 |
| LU_all_water_dens_00500_Sp_6 | -0.03131 |
| LU_lake_dens00500_Sp_5 | -0.10093 |

Tabelle A4: Für die Modellprognosen relevante Regressionskoeffizienten (auf der linearen Skala) zur Charakterisierung der horizontalen Habitatnutzung brütender Weißstörche.

| Variablenname | Mittelwert_lin |
|---------------------------------------|-----------------------|
| log_sl | 0.458873 |
| cos_ta | 0.191556 |
| dist_breed_Sp_1 | -0.67902 |
| dist_breed_Sp_2 | -1.6839 |
| dist_breed_Sp_3 | -3.121 |
| dist_breed_Sp_4 | -4.7345 |
| dist_breed_Sp_5 | -5.17592 |
| dist_breed_Sp_6 | -4.24587 |
| dist_breed_Sp_7 | -3.79196 |
| dist_breed_Sp_8 | -6.07676 |
| LU_ploughing_indicator_dens00500_Sp_6 | 0.001317 |
| LU_lake_dens00500_Sp_6 | -0.04391 |
| LU_tree_dist_Sp_6 | -0.00625 |
| LU_swf_dens00000_Sp_6 | 0.050348 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_1 | 0.035013 |
| LU_2_class_road_dens00000_Sp_6 | 0.044582 |
| LU_small_river_dens00000_Sp_6 | 0.011265 |
| LU_tree_coniferous_dens00000_Sp_6 | -0.09046 |
| LU_all_water_dens_00500_Sp_6 | 0.017161 |
| LU_lake_dens00500_Sp_5 | 0.088195 |
| LU_1_class_road_dens00000_Sp_6 | 0.014545 |
| LU_secondary_dens00000_Sp_6 | 0.018087 |
| LU_settlement_dens00000_Sp_5 | 0.088355 |
| LU_imper_dist_Sp_6 | -0.04102 |
| LU_tree_dist_Sp_1 | -0.07748 |
| LU_tree_broadleaved_dist_Sp_6 | -7.3E-05 |
| LU_settlement_dens00000_Sp_4 | 0.040162 |
| LU_swf_dist_Sp_6 | -0.02453 |
| LU_all_crops_dist | -0.05598 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_6 | -0.01369 |

Tabelle A5: Für die Modellprognosen relevante Regressionskoeffizienten (auf der linearen Skala) zur Charakterisierung der horizontalen Habitatnutzung brütender Seeadler.

| Variablenname | Mittelwert_lin |
|---------------------------------------|----------------|
| log_sl | 0.072762 |
| cos_ta | 0.07356 |
| dist_breed_Sp_1 | 0.378666 |
| dist_breed_Sp_10 | -0.42844 |
| dist_breed_Sp_2 | 0.283118 |
| dist_breed_Sp_3 | 0.503586 |
| dist_breed_Sp_4 | 0.372318 |
| dist_breed_Sp_5 | 0.406406 |
| dist_breed_Sp_6 | 0.701124 |
| dist_breed_Sp_7 | 0.959805 |
| dist_breed_Sp_8 | 0.120651 |
| dist_breed_Sp_9 | 0.137132 |
| LU_ploughing_indicator_dens00500_Sp_6 | 0.045815 |
| LU_tree_dist_Sp_6 | 0.00564 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_6 | -0.0011 |
| LU_ploughing_indicator_dens01000_Sp_6 | -0.00041 |
| LU_lake_dens00500_Sp_6 | 0.04436 |
| LU_tree_coniferous_dens00100_Sp_6 | 0.063455 |
| LU_swf_dens00000_Sp_6 | 0.050245 |
| LU_tree_coniferous_dens00500_Sp_6 | -0.09094 |
| LU_2_class_road_dens00000_Sp_6 | 0.027866 |
| LU_all_water_dens_00500_Sp_6 | 0.012456 |
| LU_tree_broadleaved_dist_Sp_6 | -0.00929 |
| LU_imper_dist_Sp_6 | 0.029884 |
| LU_swf_dist_Sp_6 | 0.027038 |
| LU_swf_dens00100_Sp_6 | 0.045312 |
| LU_small_river_dens00000_Sp_6 | 0.011973 |
| LU_lake_dens00500_Sp_5 | 0.110379 |
| LU_tree_coniferous_dist_Sp_6 | -0.01772 |
| LU_rail_dens00500_Sp_6 | -0.03611 |
| LU_grass_cop_dist_Sp_1 | -0.04509 |
| LU_tree_coniferous_dens00000_Sp_6 | 0.003296 |

A.6.3 Flughöhenmodell

Die Berechnung der habitatabhängigen Flughöhenverteilung erfolgt entsprechend der Grundvorschrift (vgl. Kap.2.2.2 „Flughöhenmodell“ in MERCKER ET AL. (2024b)). Methodik, Funktionsform und Integration in die Gesamtberechnung bleiben unverändert.

Die artspezifischen Anpassungen betreffen ausschließlich die Definition der Habitat-Klassifikationen, auf deren Basis die vertikale Aktivitätsverteilung modelliert wird. Die hierfür verwendeten Variablen, Schwellenwerte und Klassengrenzen sind für jede Art nachfolgend aufgeführt.

Die zur Modellierung der Flughöhenverteilungen erforderlichen artspezifischen Datensätze und Klassendefinitionen sind Bestandteil der mitgelieferten Modelldaten und liegen jeweils im entsprechenden Unterordner „Flughöhenmodell_Daten“ der jeweiligen Art vor. Für jede Variable wird dabei die zugehörige Flughöhentabelle aus dem Unterordner „Flughöhenmodell_Daten/Height_resamples“ geladen.

Weißstorch

Für den Weißstorch wird die Flughöhenverteilung anhand von Gewässernähe und Brutplatzabstand modelliert. Zusätzlich fließt die Gewässerdichte im weiteren Umfeld ein.

- $LU_lake_dist03_ha < -1000$ m
- $-1000 \text{ m} \leq LU_lake_dist03_ha < 2500$ m
- $LU_lake_dist03_ha \geq 2500$ m
- $dist_breed < 1$ km
- $1 \text{ km} \leq dist_breed < 2$ km
- $dist_breed \geq 2$ km
- $LU_fresh_water_dens05000 < 0.1$
- $LU_fresh_water_dens05000 \geq 0.1$

Seeadler

Für den Seeadler werden drei Habitatvariablen herangezogen, die den Bezug zu Gewässern, SWF und offenen Graslandstrukturen abbilden:

- $LU_fresh_water_dens01000 < 0.2$
- $LU_fresh_water_dens01000 \geq 0.2$
- $LU_swf_dens05000 < 0.1$
- $LU_swf_dens05000 \geq 0.1$
- $LU_grass_cop_dens02500 < 0.3$
- $LU_grass_cop_dens02500 \geq 0.3$

Wespenbussard

Beim Wespenbussard werden Brutplatznähe, SWF und Baumdeckung im Umfeld berücksichtigt. Entsprechend werden folgende Klassen unterschieden:

- $dist_breed < 1.0$ km
- $km \leq dist_breed < 2.5$ km

- $\text{dist_breed} \geq 2.5 \text{ km}$
- $\text{LU_swf_dens02500} < 0.05$
- $\text{LU_swf_dens02500} \geq 0.05$
- $\text{LU_tree_dens02500} < 0.3$
- $\text{LU_tree_dens02500} \geq 0.3$

Schwarzmilan

Für den Schwarzmilan werden zwei Habitatmerkmale berücksichtigt: die Entfernung zu Gewässern und die Dichte von Mittelspannungsleitungen. Die Unterteilung erfolgt wie folgt:

- $\text{LU_fresh_water_dist} < 4000 \text{ m}$
- $\text{LU_fresh_water_dist} \geq 4000 \text{ m}$
- $\text{LU_power_lines_medV_dens02500} < 0.002$
- $\text{LU_power_lines_medV_dens02500} \geq 0.002$

Kaiseradler

Beim Kaiseradler werden Stromleitungsabstände, Brutplatznähe und die Distanz zu Primärlebensräumen unterschieden. Die Klassifizierung erfolgt nach folgenden Grenzwerten:

- $\text{LU_power_lines_dist03_ha} < 7000 \text{ m}$
- $\text{LU_power_lines_dist03_ha} \geq 7000 \text{ m}$
- $\text{dist_breed} < 0.5 \text{ km}$
- $0.5 \text{ km} \leq \text{dist_breed} < 1.5 \text{ km}$
- $\text{dist_breed} \geq 1.5 \text{ km}$
- $\text{LU_primary_dist} < 4000 \text{ m}$
- $\text{LU_primary_dist} \geq 4000 \text{ m}$

A.6.4 Meso- und Micro Avoidance

Im erweiterten RKR-Modell erfolgt eine artspezifische Anpassung der Meso-Avoidance. Die methodische Grundlage folgt der Grundvorschrift gemäß MERCKER ET AL. (2024b) Abschnitt 2.2.3 „Modell zum WEA-Ausweichverhalten“.

In der Grundvorschrift wird das Meso-Ausweichverhalten als ortsabhängige Funktion der Entfernung zur Turmachse (Variable X) modelliert. Für die erweiterten Arten wird diese modellbasierte Berechnung durch eine vereinfachte konstante Beschreibung innerhalb der Rotorkugel ($X \leq 1$) ersetzt. Dabei kommt ein fester artspezifischer Vermeidungsfaktor zum Einsatz, der aus empirischen Mittelwerten stammt und in der Datei „Input_Parameter/Meso-Avoidances.RDS“ hinterlegt ist.

Die Implementierung unterscheidet sich somit zwischen dem Rotmilan und den weiteren Arten: Für den Rotmilan bleibt die GAM-basierte Anwendung wie in der Grundvorschrift beschrieben unverändert bestehen, während für alle anderen Arten der konstante Vermeidungsfaktor gemäß

$$D_3[D_3 \leq 1] \text{pred_WEA} = 1 - \text{Avoidance}$$

ausschließlich für den Bereich der Rotorkugel angesetzt wird (und der Wert 1,0 sonst), wobei „Avoidance“ hier den empirisch bestimmten artspezifischen Durchschnittswert für die Meso-Avoidance beschreibt (s. u.).

Die artspezifischen Meso-Avoidances sind gegeben durch:

| Art | Meso-Avoidance |
|---------------|----------------|
| Schwarzmilan | 0.890 |
| Wespenbussard | 0.911 |
| Kaiseradler | 0.958 |
| Weißstorch | 0.962 |
| Seeadler | 0.875 |

Die artspezifischen Micro-Avoidances werden analog zur Vorgehensweise des Rotmilans rechnerisch integriert und sind gegeben durch:

| Art | Micro-Avoidance |
|---------------|---|
| Schwarzmilan | 0.797 |
| Wespenbussard | 0.920 |
| Kaiseradler | 0.813 |
| Weißstorch | 0.503 (naturschutzfachlich vorsorglich vom Seeadler übernommen) |
| Seeadler | 0.503 |

A.6.5 Flugsekunden pro Saison und im Risikobereich

Für die Berechnung des artspezifischen Kollisionsrisikos wird die Gesamtdauer der potenziellen Aufenthaltszeit einer Art im jeweiligen Untersuchungsraum während der saisonalen Aktivitätsperiode berücksichtigt. Die methodische Grundlage folgt der Grundvorschrift gemäß MERCKER ET AL. (2024b), Kapitel 2.3.1 „Berechnung der Aufenthaltssekunden im Risikobereich“. Diese Aufenthaltszeit wird in Sekunden pro Saison angegeben und dient als Multiplikationsfaktor für die artspezifische Raumnutzungswahrscheinlichkeit. Die zugrunde liegende Annahme orientiert sich an der artspezifischen Präsenz im Jahresverlauf, d. h. an dem Zeitraum, in dem die jeweilige Art im Brutgebiet aktiv ist und potenziell Windenergieanlagen überfliegt.

Die artspezifischen Werte der Aufenthaltssekunden pro Saison lauten wie folgt:

- Wespenbussard: 10 627 200 s (Mai – August)
- Schwarzmilan: 13 219 200 s (April – August)
- Seeadler: 23 760 000 s (März – November)
- Weißstorch: 20 929 752 s (Februar – September)
- Kaiseradler: 20 929 752 s (Februar – September)

Der jeweilige Wert repräsentiert die Summe der Aktivitätssekunden während der artspezifischen Saison und wird im Modell zur Skalierung der berechneten relativen Raumnutzungsintensität verwendet.

A.6.6 Tagesphänologie

Neben der saisonalen Aktivität wird im erweiterten RKR-Modell auch die tageszeitliche Verteilung der Flugaktivität (Tagesphänologie) artspezifisch modelliert. Die methodische Grundlage folgt der Grundvorschrift gemäß MERCKER ET AL. (2024b), Kapitel 2.3.2 „Modell zur tageszeitlichen Aktivität“.

Für jede Art wird ein eigenes Tagesphänologie-Modell herangezogen, das als RDS-Datei im Ordner Input_Parameter hinterlegt ist. Die Files lauten:

- phaeno_mod_BK.RDS (Schwarzmilan)
- phaeno_mod_HB.RDS (Wespenbussard) mphaeno_mod_IE.RDS (Kaiseradler) mphaeno_mod_WS.RDS (Weißstorch)
- phaeno_mod_WTE.RDS (Seeadler)

Um die artspezifischen Phänologiemodelle korrekt zu berücksichtigen, wurde die bisherige *predict*-Funktion angepasst. Die Vorhersage erfolgt mit der Option `type = "response"`, sodass die Ergebnisse auf der Skala der vorhergesagten Wahrscheinlichkeiten ausgegeben werden (anstatt in der Linkfunktion des Modells). Dadurch liefert das Modell direkt interpretierbare Werte zwischen 0 und 1, welche die relative Flugaktivität im Tagesverlauf beschreiben.

Individuelle Zufallseffekte werden über die Option `exclude = "s(id)"` von der Vorhersage ausgeschlossen. Auf diese Weise werden Unterschiede zwischen einzelnen besenderten Individuen nicht berücksichtigt, sodass die Berechnung auf Populationsebene erfolgt.

Der zugehörige, angepasste R-Code-Abschnitt lautet:

```
D5$id <- factor(rep(F_phaeno$var.summary$id[1], nrow(D5)), levels=levels(F_phaeno$var.summary$id))
D5$phaeno <- as.numeric(predict(F_phaeno, newdata=D5, type="response", exclude="s(id)"))
```

A.6.7 Artspezifische Parameter des Band-Kollisionsrisikomodells

Die Kopplung an das Band-Kollisionsrisikomodell erfolgt nach der Grundvorschrift gemäß Kapitel 2.6 „Zeitlich aufgelöstes Band-Kollisionsrisikomodell und berechnete Kollisionswahrscheinlichkeit“ in MERCKER ET AL. (2024b). Berechnungslogik, Implementierung und Funktionsweise des Modells bleiben unverändert. Die nachstehenden artspezifischen Ergänzungen betreffen ausschließlich die Parameterisierung der flugspezifischen Eingangsgrößen. Für jede Art sind insbesondere die folgenden Parameter zu setzen:

- Fluggeschwindigkeit (`flight_speed`),
- Körperlänge (`body_lt`) und
- Flügelspannweite (`wing_span`).

Alle weiteren Eingaben werden gemäß der Grundvorschrift übernommen. Die folgende Tabelle dient der konsistenten Parametrisierung je Art:

| Art | flight_speed [m/s] | body_lt [m] | wing_span [m] |
|---------------|--------------------|-------------|---------------|
| Seeadler | 13,79 | 0,850 | 2,150 |
| Kaiseradler | 13,95 | 0,765 | 1,900 |
| Schwarzmilan | 9,36 | 0,530 | 1,425 |
| Wespenbussard | 10,70 | 0,555 | 1,240 |
| Weißstorch | 10,77 | 1,025 | 1,990 |

A.6.8 Prognose der Anzahl der Durchflüge durch den Risikobereich

Für die Prognose der Anzahl der Durchflüge durch den Risikobereich werden die o. g. artspezifischen Größen- und Bewegungsparameter verwendet. Bzgl. der Flugvektoren wird für alle betrachteten Arten der im Rahmen von (MERCKER ET AL. 2024b) bereitgestellte Datensatz („Rotmilan_2_Sek_WEA_Vektoren.RDS“) verwendet, da abgeleitete mittlere Kippwinkel auf Basis jüngst gemessener horizontaler und vertikaler artspezifischer Fluggeschwindigkeiten (MEKUN 2024) sehr ähnliche mittlere Winkel zwischen den Arten zeigen (mit Ausnahme des Uhus, der vorwiegend stark horizontal fliegt). Insbesondere schätzen wir den Fehler durch diese artübergreifende Betrachtung an dieser Stelle als deutlich kleiner ein, als wenn wir stattdessen artspezifische Richtungsvektoren basierend auf zeitlich oft deutlich gröber aufgelösten Daten (oft bspw. 5 Minuten statt 2 Sekunden) oder Daten von nur wenigen Flügen verwenden würden – denn eine grobe zeitliche Auflösung droht kleinskalige Geschwindigkeiten, Winkel und Bewegungsmuster in hohem Maße zu verwischen (MEKUN 2024).

A.6.9 Weitere artspezifische Korrekturfaktoren

Mit der Erweiterung des RKR-Modells auf weitere Arten werden zwei zusätzliche Korrekturgrößen berücksichtigt, die drauf beruhen, dass für die neu betrachteten Arten (im Gegensatz zum Rotmilan) ein distinkter Anteil der Flugaktivität sowohl in > 10 km Entfernung zum Brutplatz als auch in > 300 m Höhe gemessen wird. Die methodische Grundlage folgt der Grundvorschrift gemäß MERCKER ET AL. (2024b), Kapitel 2.6 „Zeitlich aufgelöstes Band-Kollisionsrisikomodell und berechnete Kollisionswahrscheinlichkeit“. Die Korrekturgrößen dienen dazu, artspezifische Unterschiede im Raum- und Höhenverhalten abzubilden.

Anteil der Flüge außerhalb des 10-km-Umfeldes (A_{10km})

Der jeweilige Prozentwert (A_{10km}) wird im Modell artspezifisch eingelesen und als Korrekturfaktor auf das berechnete Kollisionsrisiko angewendet. Für jede Art steht dazu eine eigene .RDS-Datei im Ordner Input_Parameter zur Verfügung. Die Dateien sind nach dem Schema <ArtShortCode>_A10km.RDS benannt. Methodisch erfolgt die Berücksichtigung analog zur bereits bestehenden Micro-Avoidance: Das Risiko wird durch Multiplikation mit dem Faktor

$$(1 - A_{10km}/100)$$

entsprechend reduziert. Die empirisch bestimmten Anteile der Flüge außerhalb des 10-km-Umfeldes betragen:

- **Schwarzmilan:** 9,1477 %
- **Wespenbussard:** 4,2906 %
- **Kaiseradler:** 4,6222 %
- **Weißstorch:** 13,5770 %
- **Seeadler:** 16,5586 %

Anteil der Flüge oberhalb von 300 m Flughöhe (A_300)

Zusätzlich wird für jede Art der Anteil der Flüge oberhalb einer Höhe von 300 m berücksichtigt. Flugbewegungen oberhalb dieser Schwelle liegen außerhalb des für das Band-Kollisionsrisikomodell relevanten Höhenbereichs und sollen daher das Risiko entsprechend mindern. Der Anteil (A_300) wird analog zu den habitatabhängigen Flughöhenverteilungen ermittelt und hängt somit von den artspezifischen Habitatvariablen und Schwellenwerten ab. Auch hier erfolgt die Minderung analog zur Micro-Avoidance und zum 10-km-Faktor, indem das Risiko mit dem Faktor $a(1 - A_{300} / 100)$ multipliziert wird.

Die habitatabhängigen Werte für A_300 wurden für jede Art empirisch bestimmt und orientieren sich an den jeweils relevanten Habitatvariablen und -grenzen/-klassen die im Kontext der Flughöhenverteilung verwendet werden. Der artspezifische Gesamtwert ergibt sich dabei (analog zu den Flughöhenverteilungen) als arithmetischer Mittelwert der einzelnen habitatbezogenen Teilwerte.

Schwarzmilan

Für den Schwarzmilan wird der Anteil der Flüge oberhalb von 300 m in Abhängigkeit von zwei Habitatvariablen berechnet:

- **Entfernung zu Gewässern (LU_fresh_water_dist)**
 - < 4000 m: 16,35 %
 - ≥ 4000 m: 28,28 %
- **Dichte von Mittelspannungsleitungen (LU_power_lines_medV_dens02500)**
 - < 0,002 km/km²: 16,90 %
 - ≥ 0,002 km/km²: 27,62 %

Wespenbussard

Habitatkomponenten ermittelt:

- **Distanz zum Brutplatz (dist_breed)**
 - < 1,0 km: 31,03 %

- 1,0–2,5 km: 44,90 %
- $\geq 2,5$ km: 54,67 %
- **Dichte an Hecken und Gebüschgruppen (LU_swf_dens02500)**
 - $< 0,05$ km/km²: 49,87 %
 - $\geq 0,05$ km/km²: 31,70 %
- **Baumdeckung im Umfeld (LU_tree_dens02500)**
 - $< 0,3$ km/km²: 36,28 %
 - $\geq 0,3$ km/km²: 50,76 %

Seeadler

Für den Seeadler wird der Anteil der Flüge oberhalb von 300 m auf Basis folgender Variablen bestimmt:

- **Dichte von Gewässern im 1 km-Radius (LU_fresh_water_dens01000)**
 - $< 0,2$: 48,07 %
 - $\geq 0,2$: 27,20 %
- **Dichte von Small Woody Features im 5 km-Radius (LU_swf_dens05000)**
 - $< 0,1$: 58,73 %
 - $\geq 0,1$: 37,75 %
- **Dichte von Grünlandflächen im 2,5 km-Radius (LU_grass_cop_dens02500)**
 - $< 0,3$: 63,08 %
 - $\geq 0,3$: 39,30 %

Kaiseradler

Beim Kaiseradler wird der Anteil der Flüge oberhalb von 300 m aus drei artspezifischen Habitatparametern abgeleitet:

- **Distanz zu Mittelspannungsleitungen (LU_power_lines_dist03_ha)**
 - < 7000 m: 43,17 %
 - ≥ 7000 m: 54,14 %
- **Distanz zum Brutplatz (dist_breed)**
 - $< 0,5$ km: 38,64 %

- 0,5–1,5 km: 54,80 %
- $\geq 1,5$ km: 53,43 %
- **Distanz zu Primärlebensräumen (LU_primary_dist)**
 - < 4000 m: 50,80 %
 - ≥ 4000 m: 52,03 %

Weißstorch

Für den Weißstorch werden drei habitatbezogene Variablen berücksichtigt:

- **Distanz zu größeren Seeflächen (LU_lake_dist03_ha)**
 - < -1000 m: 17,26 %
 - -1000 m bis < 2500 m: 25,31 %
 - ≥ 2500 m: 38,25 %
- **Distanz zum Brutplatz (dist_breed)**
 - < 1 km: 9,07 %
 - 1–2 km: 22,15 %
 - ≥ 2 km: 31,04 %
- **Dichte an Wasserflächen im 5 km-Radius (LU_fresh_water_dens05000)**
 - $< 0,1$: 26,45 %
 - $\geq 0,1$: 10,78 %

A.6.10 Validierung der korrekten Implementierung

Dieses Kapitel dient der Überprüfung der im erweiterten RKR-Modell implementierten Anpassungen. Ziel der Validierung ist es, die Übereinstimmung der Ergebnisse mit den in der Grundvorschrift beschriebenen Berechnungslogiken nach MERCKER ET AL. (2024b) sicherzustellen.

Landnutzung

Die grafische Darstellung der zwecks Validierung bereitgestellten (fiktiven exemplarischen) relativen Raumnutzung im kreisförmigen 10 km Umfeld des hypothetischen Brutplatzes (Mittelpunkt) liegen als zugehörigen Datensätze als .tif-Dateien im Ordner „Validierung“ vor und sind nach dem Schema Landuse_<ArtShortCode>.tif benannt.

Sekunden der Durchflugszeit

Zur Überprüfung der zeitlichen Skalierung sind nachfolgend die artspezifischen Durchflugszeiten durch den Risikobereich (in Sekunden) zur Validierung aufgeführt:

- Schwarzmilan: 1.653
- Wespenbussard: 1.404
- Kaiseradler: 1.237
- Weißstorch: 1.693
- Seeadler: 1.307

Finales Kollisionsrisiko

Abschließend wird das resultierende artspezifische Kollisionsrisiko dargestellt. Es ergibt sich aus der Verknüpfung der berechneten Raumnutzungsintensität mit den Parametern des Band-Kollisionsrisikomodells. Hierbei muss die Datei „wind_season.xlsx“ zuvor artspezifisch so angepasst werden, dass sie die stündlich aufgelösten jeweilig für die betrachte Art relevanten Monate beinhaltet.

Die Beispielergebnisse lauten:

- **Schwarzmilan:** 0,001255
- **Wespenbussard:** 0,0003682
- **Seeadler:** 0,005463
- **Weißstorch:** 0,0007955
- **Kaiseradler:** 0,002539