



Bundesamt für
Naturschutz

Auswirkungen von WEA auf die akustische Aktivität ausgewählter Waldvogelarten

Untersuchungen zu Verdrängungseffekten
mittels automatisierter akustischer Erfassung

Marc Reichenbach, Hendrik Reers, Felix Günther,
Kerstin Menke, Johanna Grimm und Ralph Martin

BfN-Schriften

643

2022



Auswirkungen von WEA auf die akustische Aktivität ausgewählter Waldvogelarten

**Untersuchungen zu Verdrängungseffekten mittels
automatisierter Erfassung**

**Ergebnisse des F+E-Vorhabens:
Optimierung des Planungs- und
Genehmigungsprozesses von Windenergieanlagen im
Wald hinsichtlich Berücksichtigung von
Artenschutzbelangen (Avifauna)
(FKZ 3517 86 0400)**

**Marc Reichenbach
Hendrik Reers
Felix Günther
Kerstin Menke
Johanna Grimm
Ralph Martin**



Bundesamt für
Naturschutz

Titelbild: oben li.: Schwarzspecht; re.: Installierter Rekorder; unten li.: Windenergieanlagen im Wald
(Fotos: Hendrik Reers)

Adressen der Autorinnen und Autoren:

Dr. Marc Reichenbach ARSU GmbH
Kerstin Menke Escherweg 1, 26121 Oldenburg
 E-Mail:reichenbach@arsu.de
 www.arsu.de

Dr. Hendrik Reers OekoFor GbR
Felix Günther Kartäuserstr. 39a, 79102 Freiburg
Johanna Grimm E-Mail: reers@oekofo.de
Dr. Ralph Martin www.oekofo.de/

Fachbetreuung im BfN:

Dipl.-Ing. (FH) Asja Weber Fachgebiet II 4.3 „Naturschutz und erneuerbare Energien“

Gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) (FKZ: 3519 86 1000).

Diese Veröffentlichung wird aufgenommen in die Literaturdatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Schriften sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter www.bfn.de/publikationen heruntergeladen werden.

Institutioneller Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
 Konstantinstr. 110
 53179 Bonn
 URL: www.bfn.de

Der institutionelle Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des institutionellen Herausgebers übereinstimmen.



Diese Schriftenreihe wird unter den Bedingungen der Creative Commons Lizenz Namensnennung – keine Bearbeitung 4.0 International (CC BY - ND 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/deed.de>).

Druck: Druckerei des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV).

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-404-8

DOI 10.19217/skr643

Bonn 2022

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	8
Abkürzungsverzeichnis	9
1 Zusammenfassung	10
2 Einleitung und Zielsetzung	13
3 Arbeitspaket 1 – Grundlagen und Kenntnisstand	15
3.1 Artenschutzrechtlicher Kontext	15
3.2 Fachlicher Kontext	16
3.3 Kenntnisstand zu den Zielarten	17
3.3.1 Waldschnepfe	17
3.3.2 Spechte	24
3.3.3 Weitere Arten	25
3.3.4 Fazit und Konsequenz	26
4 Arbeitspaket 2 – Entwicklung der Untersuchungstechnik	28
4.1 Erfassungstechnik – Rekorder	28
4.1.1 Konstruktionsprinzip	28
4.1.2 Technischer Aufbau	29
4.1.3 Steuerungssoftware – RPi und Sleepy Pi	30
4.2 Automatische Ruferkennung	31
4.2.1 Erstellung des Trainingsdatensatzes	31
4.2.2 Datenvorbereitung	37
4.2.3 Neuronales Netz	37
5 Arbeitspaket 3 – Durchführung der Felduntersuchungen	38
5.1 Methodik	38
5.1.1 Untersuchungsgebiete	38
5.1.2 Spechtkartierung	59
5.1.3 Akustische Erfassungen – Rekorder	63
5.1.4 Statistische Auswertung	64
5.2 Ergebnisse	66
5.2.1 Ergebnisse der Spechtkartierung	66
5.2.2 Ergebnisse der akustischen Erfassung	72
5.3 Diskussion	86
5.3.1 Untersuchungsmethode	86
5.3.2 Ergebnisse	87

6	Arbeitspaket 4 Naturschutzfachliche Handlungshinweise.....	90
6.1	Grundlagen	90
6.2	Folgerungen aus den erzielten Ergebnissen.....	90
7	Arbeitspaket 5 Konzepte für den weiteren Forschungsbedarf	92
7.1	Weitere Auswertung der bereits gesammelten Daten	92
7.2	Ziegenmelker	92
7.3	Mäusebussard	97
8	Literaturverzeichnis.....	100

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Anbringen des Rekorders am Baum.....	28
Abb. 2 Aufbau des Rekorders.....	30
Abb. 3 Schematischer Ablauf der Sleepy Pi Programmierung.....	30
Abb. 4: Schematischer Ablauf der Raspberry Pi Programmierung.....	31
Abb. 5: Vokalisationen der mitteleuropäischen Spechte.....	32
Abb. 6: Trommeln eines Kleinspechts.....	33
Abb. 7: Unterschiedliche Aufnahmequalitäten am Beispiel des Flugrufes eines Schwarzspechtes.....	33
Abb. 8: Iteratives Training zur Verbesserung der automatischen Bestimmung durch das neuronale Netz.....	34
Abb. 9: Beispiele von künstlichen, lauten Hintergrundgeräuschen.....	35
Abb. 10: Zeitgleiche Aufnahme an verschiedenen Rekordern, die den Geräuschpegel und Verlärmungen im Wald zeigt.....	36
Abb. 11: Beispielhafte Ansicht der Eingabemaske für die digitale Habitaterfassung.....	40
Abb. 12: Überblick über die Lage der Untersuchungsgebiete bzw. der gewählten Windparks in Deutschland.....	41
Abb. 13: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 1: RP-1.....	42
Abb. 14: Eindrücke vom Gebiet RP-1.....	43
Abb. 15: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 2: RP-2.....	44
Abb. 16: Eindrücke vom Gebiet RP-2.....	44
Abb. 17: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 3: SL-1.....	45
Abb. 18: Eindrücke vom Gebiet SL-1.....	46
Abb. 19: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 4: HE-1.....	47
Abb. 20: Eindrücke vom Gebiet HE-1.....	48
Abb. 21: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 5: HE-2.....	49
Abb. 22: Eindrücke vom Gebiet HE-2.....	50
Abb. 23: Habitaterfassung am Standort 6: RP-3.....	51
Abb. 24: Eindrücke vom Gebiet RP-3.....	51
Abb. 25: Habitaterfassung am Standort 7: RP-4.....	52
Abb. 26: Eindrücke vom Gebiet RP-4.....	53
Abb. 27: Habitaterfassung am Standort 8: SL-2.....	54
Abb. 28: Eindrücke vom Gebiet SL-2.....	54
Abb. 29: Habitaterfassung am Standort 9: HE-3.....	55
Abb. 30: Eindrücke vom Gebiet HE-3.....	55
Abb. 31: Habitaterfassung am Standort 10: HE-4.....	56
Abb. 32: Typischer Buchen(misch)wald im Gebiet HE-4 mit jungem Unterwuchs.....	57

Abb. 33: Habitaterfassung am Standort 11: HE-5.....	58
Abb. 34: Eindrücke vom Gebiet HE-5.....	59
Abb. 35: Tägliche Erfassungszeiten der Rekorder je Monat.....	64
Abb. 36: Mittelspecht im Gebiet HE-2	68
Abb. 37: Nach langer Trockenheit abgestorbene Rotbuchen als prägendes Bild im Gebiet HE-2 2019.....	68
Abb. 38: Reviere kleiner Spechtarten im Gebiet HE-2.....	69
Abb. 39: Reviere großer Spechtarten im Gebiet HE-2.....	70
Abb. 40: Höhlen verschiedener Spechtarten im Gebiet HE-2.....	71
Abb. 41: Konfusionsmatrix 300 zufällig ausgewählter, händisch nachbestimmter Aufnahmen in Prozent.....	74
Abb. 42: Vergleich der Ergebnisse der Buntspechtkartierung („Brutplätze“ und „Brutreviere“) mit den Nachweisen des Buntspechts durch die akustischen Aufnahmen per Rekorder („relative Detektionsrate“)......	75
Abb. 43: Vergleich der Ergebnisse der Grünspechtkartierung („Brutplätze“ und „Brutreviere“) mit den Nachweisen des Buntspechts durch die akustischen Aufnahmen per Rekorder („relative Detektionsrate“)......	75
Abb. 44: Vergleich der Ergebnisse der Schwarzspechtkartierung („Brutplätze“ und „Brutreviere“) mit den Nachweisen des Buntspechts durch die akustischen Aufnahmen per Rekorder („relative Detektionsrate“)......	76
Abb. 45: Anzahl der 15 Minuten Intervalle mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Rufdetektion der untersuchten Arten, eingeteilt nach Distanzklassen zur nächsten WEA.....	78
Abb. 46: Verteilung der Prädiktoren	79
Abb. 47: Anteil Intervalle mit detektiertem Ruf pro Rekorder für die untersuchten Arten, abhängig von der Distanz zur nächsten WEA.....	79
Abb. 48: Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen des Buntspechts innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz.....	80
Abb. 49: Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen des Grünspechts innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz.....	82
Abb. 50: Detektionswahrscheinlichkeit von Flugrufen eines Schwarzspechts innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz.....	84
Abb. 51: Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen eines Waldkauzes innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz.....	85
Abb. 52: Alle TK 25 Messtischblätter in Ostdeutschland in denen Ziegenmelker von Meldern der ornitho.de Plattform in den Jahren 2014-2019 gemeldet wurden ..	94
Abb. 53: Windpark mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de	94
Abb. 54: Windparks mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de	95
Abb. 55: Windpark mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de	95
Abb. 56: Windpark mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de	96

Abb. 57: Das System IdentiFlight, bestehend aus 8 Weitwinkelkameras und einer beweglichen Stereokamera.	98
Abb. 58: Beispiel einer dreidimensionalen Rekonstruktion einer Rotmilanflugbahn aus Daten von IdentiFlight.....	99
Abb. 59: Beispiel für einen Bestandwindpark mit hoher Brutdichte des Mäusebussards.	99

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Empfindlichkeit von Waldvogelarten gegenüber Verkehrslärm.....	26
Tab. 2: Finaler Datensatz für das Training des Neuronalen Netzes.	34
Tab. 3: Parameter bei der Habitaterfassung	39
Tab. 4: Termine und Witterung der Spechtkartierungen 2019	61
Tab. 5: Anzahl der Rekorder pro Windpark und Erfassungsjahr sowie das Datum der Installation und des Abbaus der Geräte.	63
Tab. 6: Einteilung von Totholz in Kategorien und deren Übertragung in numerische Werte.....	65
Tab. 7: Spechtreviere im 300 m Radius um die Rekorder-Standorte in HE-2.....	67
Tab. 8: Spechtreviere im 150 bzw. 300 m Radius um die WEA-Standorte in HE-2	67
Tab. 9: Aufnahmedauer der Rekorder insgesamt über die Jahre 2019 und 2020 für die auswertungsrelevanten Zeiträume für die Zielvogelarten.	72
Tab. 10: Die vom Neuronalen Netz in den Aufnahmen erkannten Lautäußerungen der Zielarten insgesamt und mit einer Zuverlässigkeit von > 95 %.	72
Tab. 11: Überblick und deskriptive Statistik der im statistischen Modell verwendeten Variablen.	76
Tab. 12: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Buntspecht, inklusive („gesamt“) und exklusive der Rekorder näher als 150 m an den WEA	80
Tab. 13: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit einer Lautäußerung eines Buntspechts anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells.....	81
Tab. 14: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Grünspecht, inklusive („gesamt“) und exklusive der Rekorder näher als 150 m an den WEA	81
Tab. 15: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit einer Lautäußerung eines Grünspechts anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells.....	82
Tab. 16: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Schwarzspecht, inklusive	83
Tab. 17: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit des Flugrufs eines Schwarzspechts anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells	84
Tab. 18: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Waldkauz, inklusive („gesamt“) und exklusive der Rekorder näher als 150 m an den WEA	85
Tab. 19: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Waldkauzes anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells	86

Abkürzungsverzeichnis

BACI-Design

BHD

BNatSchG

BP

FFH-RL

PCEN

RPi

WEA

Before-After-Control-Impact-Design

Brusthöhendurchmesser

Bundesnaturschutzgesetz

Beobachtungspunkte

Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie

Per-channel energy normalization

Raspberry Pi Einplatinencomputer

Winderenganlage

1 Zusammenfassung

Angesichts der aktuellen klimapolitischen Ziele der Bundesregierung werden für den Ausbau der Windenergienutzung an Land in verstärktem Maße auch Waldflächen herangezogen, insbesondere in den waldreichen Bundesländern. Zur Bewältigung der Anforderungen von Artenschutz und Eingriffsregelung in den jeweiligen Genehmigungsverfahren sind Kenntnisse zu Störwirkungen von Windenergieanlagen (WEA) auf Waldvögel erforderlich, die bislang jedoch noch weitgehend fehlen. Vor diesem Hintergrund soll das vorliegende Forschungsvorhaben einen wesentlichen Kenntniskern über Störwirkungen und Verdrängungseffekte in Bezug auf bestimmte Waldvogelarten liefern. Die Ergebnisse sollen einen Beitrag zur Optimierung des Planungs- und Genehmigungsprozesses für betroffene Arten leisten und das Risiko von erheblichen Beeinträchtigungen im Sinne des europäischen Arten- und Gebietsschutzes sowie der Eingriffsregelung minimieren. Ziel ist die qualitative und quantitative Erhöhung der Datenlage, um hinreichend belastbare Aussagen treffen zu können. Diese wiederum sollen die Basis für die Erarbeitung naturschutzfachlicher Handlungshinweise in Bezug auf störungsempfindliche Waldvogelarten bei Planung und Errichtung von Windenergieanlagen im Wald bilden.

In Erweiterung klassischer Untersuchungsansätze (Bestandserfassungen, Revierkartierung) erfolgte die Untersuchung etwaiger Stör- und Vertreibungseffekte auf ausgewählte Waldvogelarten durch eine automatisierte akustische Erfassung, die in größerem Umfang quantitative akustische Daten im Rahmen eines systematischen Impact-Gradient-Designs erhebt.

Auf dieser Basis ist das Vorhaben in fünf Arbeitspakete aufgeteilt:

1. Ermittlung, Fortschreibung und Einbeziehung des aktuellen Kenntnisstandes zur spezifischen Betroffenheit von Vögeln durch Windenergieanlagen im Wald,
2. Erprobung und Optimierung der einzusetzenden Technik zur akustischen Erfassung sowie der weiteren Methodik im ersten Untersuchungsjahr,
3. Durchführung und Auswertung zweijähriger Felduntersuchungen in Bezug auf Spechte, Waldschnepfe und Eulen,
4. Entwicklung naturschutzfachlicher Handlungshinweise für störungsempfindliche Vogelarten bei Planung und Errichtung von Windenergieanlagen im Wald,
5. Entwicklung eines Untersuchungskonzeptes für den weiteren Forschungsbedarf, insbesondere für die Arten Ziegenmelker und Mäusebussard.

Derzeit liegen insgesamt nur sehr wenige Untersuchungen zu Störungswirkungen von WEA auf Waldvögel vor. Mögliche akustische Beeinträchtigungen von Waldvogelarten durch WEA sind noch weitgehend unerforscht, allerdings sind gerade Arten in unübersichtlichen Habitaten wie Wäldern auf akustische Signale angewiesen. Vergleiche der Singvogelzönosen von Windparkflächen mit entfernten Referenzflächen ergaben allerdings keine Hinweise auf Änderungen der Siedlungsdichte oder der Artenzusammensetzung. Hinsichtlich der Waldschnepfe liegen zwei Studien mit widersprüchlichen Ergebnissen vor, die einerseits eine Meidungsreaktion indizieren, andererseits aber keine WEA-bedingten Veränderungen der räumlichen Verteilung von Balzflügen fanden. Zu Spechten ergaben sich – statistisch nicht signifikante – Tendenzen verringerter Brutdichten in WEA-Nähe.

Für die akustischen Erfassungen wurden eigens für dieses Projekt automatisierte Erfassungsgeräte (Rekorder) mit autarker Energieversorgung entwickelt, bestehend aus einem Raspberry Pi Einplatinencomputer, einem externen Mikrofon, einem Erweiterungsmodul (Sleepy Pi) zur Betriebssteuerung sowie einem Solar-Panel, einer 12 V Batterie und einem Solarladeregler zur Stromversorgung.

Für die Auswertung des sehr großen Datenvolumens wurde maschinelles Lernen genutzt, um ein eigenes künstliches, neuronales Netzwerk zu entwickeln, das auf die akustischen Aufnahmen der Rekorder angewendet werden kann und für jede Aufnahme automatisiert die einzelnen Vokalisationen der Zielvogelarten identifiziert. Bestimmte Lautäußerungen der Zielvogelarten wurden in den Tonaufnahmen markiert („labeln“) und auf diese Weise ein Trainingsdatensatz für das neuronale Netz generiert, der folgende Lautäußerungen umfasste: Der Trainingsdatensatz beinhaltet für den Buntspecht das Keckern, das Kixen und das Trommeln, für den Grauspecht und den Kleinspecht den Gesang und das Trommeln. Für den Grünspecht, den Mittelspecht, die Waldschnepfe und den Waldkauz wurde der Gesang genutzt, während für den Schwarzspecht der Gesang, der Warnruf, der Flugruf, der Sitzruf sowie das Trommeln für den Trainingsdatensatz verwendet wurden. Außerdem wurden Hintergrundgeräusche für den Trainingsdatensatz aufgenommen.

Für die beiden Erfassungsjahre 2019 und 2020 wurden elf Untersuchungsgebiete mit bestehenden Windparks ausgewählt, die sich in den Bundesländern Rheinland-Pfalz, Saarland und Hessen befinden. Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete lagen folgende Überlegungen zugrunde:

- Die Windparks sollen in ausreichend großen Waldflächen liegen, so dass ein Impact-Gradient-Design bis ca. 1.000 m Entfernung möglich ist.
- Die Waldflächen sollten einen möglichst hohen Bestand der Zielarten dieses Vorhabens (Spechte, Waldschnepfe, Eulen) bzw. ein entsprechendes Habitatpotenzial aufweisen.
- Es sollte sich um nicht zu alte Windparks handeln, die möglichst aktuelle Anlagendimensionen aufweisen (Höhe, Rotordurchmesser).

Für alle Gebiete wurde eine Habitatstrukturkartierung mit Schwerpunkt auf Biotoptyp, Baumarten, Bruthöhendurchmesser, Bestandsdichte und Vorkommen von Totholz durchgeführt.

In den Erfassungsjahren 2019 und 2020 wurden jeweils 100 Rekorder montiert und über die ausgewählten Windparks verteilt. Im Jahr 2019 wurden in fünf Windparks je 20 Rekorder ausgebracht, im Jahr 2020 variierte die Anzahl an Rekordern in den sechs Windparks mit 16 bzw. 18 Geräten pro Windpark. Die Rekorder wurden in unmittelbarer Nähe zur WEA (unterhalb einer Distanz von 150 m um die WEA) sowie in Distanzradien von 200 m bis 1.000 m um die WEA befestigt. Bei der Standortwahl wurde – neben einer ausreichenden Sonneneinstrahlung für die Stromversorgung der Rekorder – zudem auf einen Abstand zwischen den Rekordern von 200 m bis 300 m geachtet, da dieser Abstand etwa die Erfassungsreichweite der Rekorder darstellt. Der Erfassungszeitraum erstreckte sich für beide Jahre von Anfang März bis Ende Juni.

Von den insgesamt erzielten Aufnahmestunden konnten 21.090 h ausgewertet werden. Die gesammelten Aufnahmen wurden in 15- Minuten- Intervalle unterteilt und das finale Neuronale Netz darauf angewendet, um die definierten Lautäußerungen der Zielarten zu detektieren. Um prüfen zu können, mit welcher Genauigkeit das final verwendete Neuronale Netz tatsächlich die Lautäußerungen der untersuchten Vogelarten sicher bestimmt hat, wurden 300 zufällig ausgewählte, vom Neuronalen Netz bereits klassifizierte, Aufnahmen händisch nachbestimmt. Die Nachbestimmungen zeigen eine hohe Klassifizierungsgenauigkeit (mind. 70 %) für die Zielarten Buntspecht (Trommeln), Grünspecht (Gesang), Schwarzspecht (Flugruf) sowie den Waldkauz. Mittel-, Grau- und Kleinspecht sowie die Waldschnepfe mussten von der weiteren Auswertung ausgeschlossen werden. Für die verbleibenden Zielvogelarten wurde neben der Distanz zur WEA zusätzlich der Einfluss der Habitatqualität (in Form von den Parametern mittelalten bis alten Laubwald sowie Totholz) auf die Rufaktivität untersucht.

Die Habitatqualität (mittelalter bis alter Laubwald sowie Totholz) war über alle Distanzen von 0 m bis 1 km zur WEA etwa gleich. Für den Parameter Totholz konnte für keine der untersuchten Arten ein signifikanter Effekt nachgewiesen werden und hatte demnach keinen Einfluss auf die Rufaktivität der Zielvogelarten. Ein signifikant positiver Zusammenhang konnte zwischen den Anteilen an Laubwald und der Detektionswahrscheinlichkeit einer Lautäußerung des Bunt- und des Grünspechts nachgewiesen werden. Für die Detektionswahrscheinlichkeit eines Schwarzspecht-Flugrufes konnte kein signifikanter Zusammenhang hinsichtlich des Laubwaldanteils nachgewiesen werden. Da diese Vögel einen großräumigen Aktionsradius haben und der Flugruf tatsächlich nur im Flug geäußert wird, ist hier ein Bezug zum Habitat nicht gegeben. Auch für die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Waldkauzes konnte für keine der untersuchten Habitatparameter ein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden.

Die Ergebnisse der statistischen Modellierung zeigten, dass die akustische Aktivität für alle betrachteten Zielvogelarten mit der Entfernung zu WEA anstieg. Dies bedeutet, dass es nahe der WEA weniger wahrscheinlich war, einen Ruf aufzunehmen. Wurden jedoch Rekorder in direkter Nähe zu den WEA (unter 150 m zur WEA) aus den Modellen ausgeschlossen, konnte kein Effekt der Distanz zur WEA auf die akustische Aktivität der untersuchten Spechtarten mehr beobachtet werden. Für die Rufaktivität des Waldkauzes wurde hingegen auch nach dem Ausschluss der Rekorder unter 150 m zur WEA ein leicht signifikanter Effekt festgestellt.

Folgende Erklärungsmöglichkeiten bestehen in Bezug auf diese Ergebnisse:

- Physische Absenz: die Vögel meiden die Nähe der WEA.
- Akustische Absenz: die Vögel meiden die Nähe der WEA nicht, rufen dort aber seltener.
- Akustische Maskierung: die Vögel rufen in WEA-Nähe, die WEA-Geräusche überdecken jedoch die Vogelrufe in den Aufnahmen.

Derzeit lässt sich anhand der vorgenommenen Auswertung und des angewendeten Untersuchungsdesigns nicht eindeutig beurteilen, welche der hier genannten Hypothesen(-kombinationen) tatsächlich zutrifft. Hierfür sind weitere Auswertungen und Untersuchungen erforderlich, die im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich waren. Es wird daher ein entsprechender weiterer Forschungsbedarf formuliert, der sich zum einem auf zusätzliche Auswertungen des bereits vorliegenden sehr umfangreichen Datensatzes bezieht, zum anderen aber auch Vorschläge für zusätzliche Erhebungen macht.

2 Einleitung und Zielsetzung

Vor dem Hintergrund der energiepolitischen Ziele der Bundesregierung werden außerhalb der norddeutschen Tiefebene in zunehmendem Maße auch Wälder in die Kulisse zur Nutzung von Flächen für die Gewinnung von Strom mittels Windenergieanlagen (WEA) einbezogen. Insbesondere walddreiche Bundesländer wie Hessen und Rheinland-Pfalz (beide mit einem Waldanteil von über 40 % der Landesfläche) oder Brandenburg, Bayern und das Saarland, deren Waldanteile mit über 30 % über dem deutschen Bundesdurchschnitt liegen (FA Wind 2022), sind auf die partielle Nutzung von Waldstandorten angewiesen.

Nach Erhebungen der FA Wind waren Ende 2020 in Deutschland fast 2.100 Windenergieanlagen mit einer Gesamtleistung von 5,7 Gigawatt auf Waldflächen in Betrieb. Nahezu 90 % dieser Anlagen wurden im vergangenen Jahrzehnt errichtet, wobei die Verteilung des Anlagenbestands auf die einzelnen Regionen sehr unterschiedlich ausfällt. Während im Norden Deutschlands Waldstandorte für die Windenergienutzung überwiegend durch die Landesraumordnung ausgeschlossen sind, liegt im Süden und Westen die Zahl der Windturbinen in einzelnen Bundesländern meist im dreistelligen Bereich. In Ostdeutschland ist die Windenergie im Wald vor allem in Brandenburg sowie in geringem Umfang in Sachsen und in Thüringen vertreten (FA Wind 2022).

Grundsätzlich erfordert die Nutzung von Wäldern mit Blick auf die möglichen Auswirkungen von Windenergieanlagen auf waldbewohnende Arten, den Naturhaushalt oder das Landschaftsbild besondere Sensibilität. Wissenschaftliche Erkenntnisse in diesem Bereich werden fortlaufend ausgebaut (FA Wind 2022). Vor diesem Hintergrund hat die ARSU GmbH gemeinsam mit der FrInaT GmbH und der TU Berlin bereits ein erstes Forschungsvorhaben „Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald“ im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie durchgeführt (Reichenbach et al. 2015). Dabei ergaben sich auf der Basis zweijähriger Untersuchungen an insgesamt 12 Windparks mit der Methode der Revierkartierung erste Hinweise, dass die Artengruppe der Spechte möglicherweise durch Windenergieanlagen beeinträchtigt wird. So zeigte sich z. B., dass die Revierdichte in den Referenzgebieten nahezu doppelt so hoch war wie in den Windparkflächen. Für eine einzelartbezogene Analyse war allerdings die Stichprobengröße nicht ausreichend, so dass keine statistisch signifikanten Effekte ermittelt werden konnten.

Es fehlen somit nach wie vor ausreichende Grundlagendaten darüber, inwieweit bestimmte Vogelarten oder Artengruppen durch WEA im Wald während ihrer Fortpflanzungs- und Aufzuchtzeiten gestört werden können. Im Hinblick auf akustische Reize durch Schall bedarf es Untersuchungen, ob und in welchem Umfang empfindliche Arten aus ihrem Lebensraum vertrieben oder durch Minderung der Wahrnehmung akustischer Signale in wesentlichen Bereichen ihres Lebenszyklus erheblich beeinträchtigt werden.

Vor diesem Hintergrund soll das Vorhaben „Optimierung des Planungs- und Genehmigungsprozesses von Windenergieanlagen im Wald hinsichtlich Berücksichtigung von Artenschutzbelangen“ (Kurztitel: Betriebsmonitoring von WEA im Wald im Hinblick auf die Avifauna) einen wesentlichen Kenntniserwerb über Störwirkungen und Verdrängungseffekte in Bezug auf bestimmte Waldvogelarten liefern. Die Ergebnisse sollen einen Beitrag zur Optimierung des Planungs- und Genehmigungsprozesses für betroffene Arten leisten und damit das Risiko von erheblichen Beeinträchtigungen im Sinne des europäischen Arten- und Gebietschutzes sowie der Eingriffsregelung minimieren. Ziel ist die qualitative und quantitative Erhöhung der Datenlage, um hinreichend belastbare Aussagen treffen zu können. Diese wiederum sollen die Basis für die Erarbeitung naturschutzfachlicher Handlungshinweise in Bezug auf störungsempfindliche Waldvogelarten bei Planung und Errichtung von Windenergieanlagen im Wald bilden.

In Erweiterung bisheriger Untersuchungsansätze, insbesondere der Arbeiten von Reichenbach et al. (2015), soll die Untersuchung etwaiger Stör- und Vertreibungseffekte auf ausgewählte Waldvogelarten vorrangig durch eine automatisierte akustische Erfassung erfolgen, die in größerem Umfang quantitative akustische Daten im Rahmen eines systematischen Impact-Gradient-Designs erhebt, ergänzt durch eine exemplarische, intensive Kartierung von Spechtrevieren und besetzten Bruthöhlen. Dieser innovative Ansatz beruht auf einer technischen Eigenentwicklung, deren grundsätzliche Eignung bereits getestet wurde. Im Rahmen des Vorhabens bedarf es jedoch eines ersten Erprobungs- und Optimierungsjahres, um diese Methode weiter auszubauen und an die spezifischen Anforderungen der Untersuchung anzupassen.

Auf dieser Basis ist das Vorhaben in fünf Arbeitspakete aufgeteilt:

1. Ermittlung, Fortschreibung und Einbeziehung des aktuellen Kenntnisstandes zur spezifischen Betroffenheit von Vögeln durch Windenergieanlagen im Wald,
2. Erprobung und Optimierung der einzusetzenden Technik zur akustischen Erfassung sowie der weiteren Methodik im ersten Untersuchungsjahr,
3. Durchführung und Auswertung zweijähriger Felduntersuchungen in Bezug auf Spechte (vorrangig Schwarz-, Grün-, Grau-, Klein- und Mittelspecht, ggf. Wendehals) und Waldschnepfe sowie ggf. Eulen (nach Möglichkeit Raufuß- und Sperlingskauz),
4. Entwicklung naturschutzfachlicher Handlungshinweise für störungsempfindliche Vogelarten bei Planung und Errichtung von Windenergieanlagen im Wald,
5. Entwicklung eines Untersuchungskonzeptes für den weiteren Forschungsbedarf, insbesondere für die Arten Ziegenmelker und Mäusebussard.

3 Arbeitspaket 1 – Grundlagen und Kenntnisstand

Das Forschungsvorhaben bezieht sich auf mögliche Stör- und Vertreibungswirkungen von WEA im Wald, wohingegen in den letzten Jahren im Hinblick auf mögliche Beeinträchtigungen von Vögeln durch WEA in erster Linie das Kollisionsrisiko im Fokus von Forschungsaktivitäten stand (z. B. Bellebaum et al. 2013; Hötker et al. 2013; Grünkorn et al. 2016; Sprötge et al. 2018).

3.1 Artenschutzrechtlicher Kontext

Die nachfolgenden Ausführungen beruhen auf der Publikation von Sprötge et al. (2018).

Der Tatbestand des § 44 Abs. 1 Nr. 2 BNatSchG setzt voraus, dass eine Störung wildlebender Tiere der streng geschützten Arten oder der europäischen Vogelarten während der Fortpflanzungs-, Aufzucht-, Mauser-, Überwinterungs- und Wanderzeiten erheblich ist. Was unter „erheblich“ zu verstehen ist, wird in der Vorschrift selbst definiert (Legaldefinition). Eine erhebliche Störung liegt hiernach vor, wenn sich durch die Störung der Erhaltungszustand der lokalen Population einer Art verschlechtert (BVerwG, Urt. v. 6.04.2017 – 4 A 16/16 – Rn. 79 ff). Diese Einschränkung unter Einbeziehung eines Populationsansatzes entspricht nach der ständigen Rechtsprechung des BVerwG dem Unionsrecht, da der Störungstatbestand des Art. 12 Abs. 1 Buchstabe b FFH-RL nur Störungen der „Art“ verbietet und daher ebenfalls einen art- bzw. populationsbezogenen Ansatz aufweist. Gleiches gilt für den Störungstatbestand des Art. 5 Buchstabe b VRL, da eine Störung keine erheblichen Auswirkungen auf das Schutzziel der Erhaltung der wildlebenden Vogelarten hat, wenn der aktuelle Erhaltungszustand der betroffenen Art sichergestellt ist (BVerwG, Urt. v. 6.04.2017 – 4 A 16/16 – Rn. 80). Das BVerwG weist ausdrücklich darauf hin, dass diese Auffassung von der Europäischen Kommission geteilt wird, und bezieht sich zur Begründung auf das Guidance Document 2007 (Kap.II.3.2.a Rn. 39, S. 42).

Der Tatbestand des Störungsverbotes kann vor allem durch bau- und betriebsbedingte Beeinträchtigungen der geschützten Tierarten in Gestalt von akustischen und optischen Störwirkungen oder durch Trennwirkungen verwirklicht werden, die von dem geplanten Vorhaben ausgehen (BVerwG, Urt. v. 6.04.2017 – 4 A 16/16 – Rn. 80). Es muss also zunächst eine Störung durch den Bau oder Betrieb der Windenergieanlagen der WEA festgestellt werden. Ist das der Fall, muss geklärt werden, ob die Störung eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes der lokalen Population bewirkt. Als lokale Population ist die Gesamtheit der Individuen einer Art zu verstehen, die während bestimmter Phasen des jährlichen Zyklus in einem anhand ihrer Habitatansprüche abgrenzbaren Raum vorkommt.

„Störung“ ist jede unmittelbare Einwirkung auf ein Tier, die eine Verhaltensänderung des Tieres bewirkt. Sie kann durch Vergrämung (z. B. durch Schall, Licht, Wärme oder sonstige Beunruhigungen und Scheuchwirkungen), aber auch durch vorhabenbedingte Zerschneidungs- und Trennwirkungen ausgelöst werden. Nicht erfasst sind hingegen alle von einer unmittelbaren Einwirkung auf die betroffenen Tiere losgelösten nachteiligen Auswirkungen, wie das etwa bei der Inanspruchnahme von Flächen in Jagd- oder sonstigen Nahrungshabitaten der Fall ist (insoweit ist ggf. die Eingriffsregelung einschlägig). Die Annahme einer Störung setzt die Feststellung voraus, welche Arten auf konkrete Störwirkungen reagieren. Eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes ist anzunehmen, wenn sich infolge der Störung die Größe oder der Fortpflanzungserfolg der lokalen Population nicht nur unerheblich oder vorübergehend verringern.

Nicht jeder Verlust von Habitatflächen ist hiernach als erhebliche Störung anzusehen. Für den günstigen Erhaltungszustand der Art kommt es nicht auf die Beständigkeit der Habitatfläche, sondern auf die Beständigkeit der Art an. Entscheidendes Beurteilungskriterium ist im

Rahmen des Störungsverbots die Stabilität, d. h. die Fähigkeit, nach einer Störung wieder zum ursprünglichen Gleichgewicht zurückzukehren. Ist eine Population dazu in der Lage, sei es, dass sie für einen dauerhaften Bestand auf die verlorene Fläche nicht angewiesen ist, sei es, dass sie auf andere Flächen ausweichen kann, ist eine erhebliche Beeinträchtigung zu verneinen (BVerwG. U. v. 6.04.2017 – 4 A 16/16 – Rn. 45). Die Erheblichkeitsschwelle kann allerdings überschritten sein, wenn die Beeinträchtigung durch Scheuchwirkungen eine derart ins Gewicht fallende Störung bedeutet, dass nicht genügend Raum für ungestörte Brutplätze der geschützten Art verbleibt.

Die Vergrämung, Vertreibung oder Verdrängung einzelner Tiere aus ihren bislang genutzten Bereichen ist nicht populationsrelevant, solange die Tiere in für sie nutzbare bestehende oder eigens dafür hergestellte störungsarme Habitate ausweichen können. Stehen solche Ausweichräume nicht zur Verfügung, kann nach der Rechtsprechung durch entsprechende Kompensationsmaßnahmen Sorge dafür getragen werden, dass sich der Erhaltungszustand der lokalen Population nicht verschlechtert und damit die Störung unter der Erheblichkeitsschwelle bleibt. Ein eventueller „Brutausfall“ kann durch eine erhöhte Brutaktivität in den Folgejahren – und damit in absehbarer Zeit – ausgeglichen werden (OVG Lüneburg, Urt. v. 1.12.2015 – 4 LC 156/14 –, Rn. 60). Im Urteil vom 10.1.2017 – 4 LC 198/15 – hat das OVG Lüneburg im Hinblick auf die von den Windenergieanlagen betroffenen Vögel Wachtel, Kiebitz und Großer Brachvogel festgestellt, dass ausreichende Ausweichmöglichkeiten gegeben seien (Rn. 149).

Ist das Störungsrisiko nicht als erheblich im Sinne des Störungstatbestandes zu bewerten, ist des Weiteren zu prüfen, ob eine erhebliche Beeinträchtigung des Naturhaushalts im Sinne der Eingriffsregelung des § 14 Abs. 1 BNatSchG vorliegt. Als Eingriff im Sinne der Eingriffsregelung ist aber nicht die konkrete einzelne Beeinträchtigung – wie etwa die Tötung oder Störung einzelner Individuen – zu verstehen, sondern die „Veränderung der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen als Ganzes“ (BVerwG, Urt. v. 14. 7. 2011 – 9 A 12/10 – Rn. 117). In diesem Sinne hat z. B. das OVG Lüneburg im Urteil vom 28.1.2010 (– 12 LB 243/07 – Rn. 52) die Nutzung von Grundflächen in einem Umkreis von bis zu 100 m wegen des Scheuch-Effekts von Windenergieanlagen auf Kiebitz-Brutpaare als beeinträchtigt angesehen und eine Ausgleichsfläche von 1 ha pro Brutpaar für ausreichend bemessen erachtet.

3.2 Fachlicher Kontext

Die meisten Untersuchungen zu Störungswirkungen von WEA auf Vögel erfolgten bislang im Offenland, so dass in der Folge davon der Kenntnisstand zu den spezifischen Auswirkungen von WEA im Wald bislang nur wenige Kenntnisse vorliegen (Reichenbach et al. 2015; Schöll & Nopp-Mayr 2021). Außerhalb der Arbeiten von Reichenbach et al. (2015) liegt bislang keine Studie vor, die die Auswirkungen von WEA auf Waldvogelgesellschaften in Mitteleuropa untersucht (siehe Kap. 3.3.3). Die in der Literaturübersicht von Schöll & Nopp-Mayr (2021) aufgeführten Untersuchungen zu Vögeln beziehen sich fast ausschließlich auf ältere Untersuchungen zu Greifvögeln in Spanien sowie auf Studien zu Birk- und Auerhuhn in Österreich und Spanien.

In der Literatur und in entsprechenden Leitfäden der Bundesländer werden mögliche Auswirkungen von WEA im Wald auf Vögel eher allgemein bzw. auf der Basis des Kenntnisstandes für Offenlandstandorte beschrieben. So wird davon ausgegangen, dass WEA im Wald durch ihre Silhouette und die Rotorbewegung sowie durch Geräusche und Schattenwurf zu einem Meideverhalten von Vögeln führen können. Darüber hinaus können indirekte Störwirkungen durch die infrastrukturelle Erschließung der Windparks auftreten. Es wird zum Teil vermutet, dass Vögel im Wald stärker als solche im Offenland betroffen sein könnten, da Wälder häufig naturnäher seien und damit die Störungsempfindlichkeit der Vögel stärker sein könnte.

Hinweise auf besonders zu berücksichtigende Vogelarten für WEA-Planungen, die während der Brutzeit ein Meideverhalten gegenüber WEA zeigen bzw. störungsempfindlich sind, werden in Deutschland durch einige Handlungsempfehlungen oder Erlasse der Bundesländer gegeben. Dazu zählen u. a. waldbewohnende Greifvogel- und Eulenarten, Raufußhühner und der Schwarzstorch. Artsspezifisch können allerdings unterschiedliche Störwirkungen durch WEA auftreten. Es gibt einerseits Arten, die sowohl von Störungen als auch von Kollisionen betroffen sind, und andererseits Arten, die eine Empfindlichkeit gegenüber nur einem dieser Wirkfaktoren zeigen. Mögliche akustische Beeinträchtigungen von Waldvogelarten durch WEA sind noch weitgehend unerforscht, allerdings sind gerade Arten in unübersichtlichen Habitaten wie Wäldern auf akustische Signale angewiesen. Durch das Rauschen des Windes und der Blätter herrscht im Wald ein natürlicher Hintergrundschaall. Vögel nutzen daher ein natürliches Schallfenster für ihren Gesang und sind dementsprechend besonders anfällig für Maskierungseffekte durch Fremdgeräusche in den entsprechend genutzten Frequenzbereichen. Bislang fehlen jedoch Prognosen und Messungen zur konkreten Reichweite des Schalls von WEA im Wald. Somit ist es auch nicht möglich, eindeutige Aussagen zur Wirkung auf Brutvögel zu treffen.

3.3 Kenntnisstand zu den Zielarten

Das Vorhaben konzentriert sich auf der Basis der Ergebnisse von Reichenbach et al. (2015) auf die Artengruppe der Spechte sowie auf Waldschnepfe und Eulen. Darüber hinaus können in Zukunft Auswertungen zu weiteren Arten durchgeführt werden, da die akustischen Aufnahmen grundsätzlich über das gesamte Artenspektrum vorliegen und nur innerhalb der Auswertung eine Fokussierung auf bestimmte Arten erfolgt.

3.3.1 Waldschnepfe

Bisher lag zu den Auswirkungen von Windenergieanlagen auf die Waldschnepfe lediglich eine Studie aus Baden-Württemberg von Dorka et al. (2014) vor. Auf dieser Basis wurde die Art von LAG VSW (2015) sowie in den Artenschutzleitfäden von Niedersachsen (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt Energie und Klimaschutz 2016), Nordrhein-Westfalen (MULNV & LANUV 2017) und Sachsen-Anhalt (MULE ST 2018) und auch im Avifaunistischen Fachbeitrag Thüringens (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie 2017) als windenergie-sensible Art aufgenommen. Im Bayrischen Windenergieerlass wird die Waldschnepfe als besonders störungsempfindliche Art geführt (Bayrische Staatsministerien 2016). 2021 veröffentlichte die FA Wind die Ergebnisse einer Studie der Planungsgruppe Grün zu diesem Thema (Planungsgruppe Grün 2021). Im Folgenden wird der gegenwärtige Kenntnis- bzw. Diskussionsstand zu dieser Art anhand der beiden Studien dargestellt und zusammengefasst.

3.3.1.1 Überblick

Der gegenwärtige Kenntnis- bzw. Diskussionsstand zu dieser Art besteht im Wesentlichen aus den Ergebnissen zweier Studien, diese lassen sich im Überblick wie folgt zusammenfassen:

Bei einer Untersuchung von Dorka et al. 2014 wurde vor und nach Bau und Inbetriebnahme eines WP im Nordschwarzwald (Dorka et al. 2014) ein Bestandsrückgang von 10 ♂♂/100 ha auf 1,2 ♂♂/100 ha ermittelt, was nach Literaturrecherchen als niedrigster bekannt gewordener Siedlungsdichtewert bei vergleichbaren Untersuchungen anzusehen ist (Rückgang balzfliegender Vögel um 88 %). Die Anzahl männlicher Waldschnepfen im Untersuchungsgebiet wurde auf Basis der Synchronzählungen vor Errichtung der Windräder auf ca. 30 Individuen geschätzt. Nach Bau der Windräder nutzten nur noch ca. 3–4 Individuen das Untersuchungsgebiet. Als Ursache wird eine Barrierewirkung der Anlagen auf eine Entfernung von

ca. 300 m angenommen. Auch eine Störung der akustischen Kommunikation der Schnepfen bei Balzflug und Paarung kann nicht ausgeschlossen werden (Dorka et al. 2014).

Dem bei Dorka et al. (2014) aufgezeigten Konflikt scheint daher eine Störung der Waldschnepfen zugrunde zu liegen (Schreiber 2016). In diesen Zusammenhang führt Schreiber (2016) eine Detailbeobachtung von Nemetschek (1977 S. 80) an, der feststellt: „Bei hastigen Bewegungen in geringerer Entfernung änderten die Männchen jedoch augenblicklich ihre Flugrichtung und unterbrachen für kurze Zeit ihre Balzstrophen. Oft wechselten sie gleichzeitig auch ihre Flughöhe, indem sie sich mehrere m fallen ließen. Insgesamt hatte ich den Eindruck, dass die ♂ während der Zugzeit störungsempfindlicher waren als während der Brutzeit.“

Schreiber (2016) führt diese Beobachtung von Nemetschek (1977) mit den Feststellungen von Dorka et al. (2014) zusammen und schließt, dass von den sich über den balzenden Waldschnepfen drehenden Rotoren permanente Störreize ausgehen, die zur Aufgabe der Balzplätze geführt haben könnten. Sollte sich dieser Zusammenhang bestätigen, so dürfte bei uneingeschränktem Anlagenbetrieb bereits die Besiedlung eines Reviers verhindert werden, weil in dieser Phase eine besonders hohe Empfindlichkeit zu erwarten ist. Ob eine Ansiedlung erreicht werden kann, indem die Anlagen in der Besiedlungsphase und zu balztauglichen Zeiten abgeschaltet werden, ist unklar. Ob die Waldschnepfen bei ihrer späteren Balz den laufenden Betrieb tolerieren würden, kann nicht prognostiziert werden.

Kritik an der zitierten Arbeit von Dorka et al. (2014) durch Schmal (2015) (u. a. „keine Hinweise auf eine mögliche Störung der Tiere“) wird durch Straub et al. (2015) aus fachlicher und rechtlicher Sicht detailliert widerlegt; die Ergebnisse werden durch zusätzliche Argumente untersetzt mit dem Fazit, dass die Waldschnepfe nach Ansicht der Autoren weiterhin als windkraftsensiblen Art einzustufen und bei Planung und Bewertung von WEA zu berücksichtigen ist.

Garniel et al. (2007) nennen einen kritischen Schallpegel von 55 dB(A). Die dort genannte Effektdistanz (maximale Reichweite des erkennbar negativen Einflusses) von 300 m stimmt mit dem von Dorka et al. (2014) angegebenen Meidebereich an WEA gut überein.

Zu einem anderen Ergebnis kommt die zweite Studie, einem von Planungsgruppe Grün durchgeführten dreijährigen Monitoring von 2017 bis 2019 zum Verhalten von Waldschnepfen vor und nach Inbetriebnahme von WEA Anlagen im Landkreis Osterholz in Niedersachsen (Planungsgruppe Grün 2021). Dort wurde ein bestehender Windpark mit acht WEA um zwei WEA erweitert. Der Windpark grenzt an einen Waldbereich mit bekanntem Waldschnepfen Vorkommen. Im Wesentlichen sollte mit dem Monitoring geklärt werden, ob das vorhandene Balzrevier dieser Art nach der Inbetriebnahme zweier zusätzlicher WEA aufgegeben oder sich räumlich deutlich verlagern würde.

Im Ergebnis dieser Untersuchung konnten keine direkten Einflüsse von laufenden Bauarbeiten oder dem Betrieb von WEA auf das dortigen Waldschnepfen-Vorkommen festgestellt werden. Sowohl vor als auch während und nach Errichtung der Anlagen wurden Balzflüge von Waldschnepfen im Bereich des Windparks, auch im Nahbereich der neuen Anlagen dokumentiert. Ein pauschales Meideverhalten von Waldschnepfen konnte in dieser Studie nicht bestätigt werden.

3.3.1.2 Kurzdarstellung der vorliegenden Waldschnepfenstudien

Dorka et al. (2014)

Methode

Die Grundaufnahme in dieser Fallstudie aus Baden-Württemberg (Nordschwarzwald) fand bereits im Jahr 2006 statt. Hierbei wurde an allen 15 geplanten WEA-Standorten („Zählstandorten“) an einem Termin Ende Juni, in der Phase hoher Balzaktivität, simultan gezählt. Ein um die 15 Zählstandorte (s. u.) gelegter 350-m-Puffer definierte das Untersuchungsgebiet. Als Methode zur Erfassung wurde die Synchronzählung balzfliegender Waldschnepfen mit einem Vorher-Nachher-Ansatz und zusätzlicher Referenz angewandt.

Die Erfassung erfolgte in der Abenddämmerung während der Hauptbalzflugzeit über zwei Stunden hinweg. Die Bearbeiter notierten an den jeweiligen Zählstandorten alle überfliegenden Waldschnepfen mit Uhrzeit, Flugrichtung und Verhaltensmerkmalen. Nach und teils während der Errichtungsphase der WEA wurden diese Zählungen über zwei Jahre (2007, 2008) unter den gleichen, standardisierten Bedingungen wiederholt. Alle Zählungen fanden an Tagen mit klarer, windstiller Witterung statt.

Zudem wurde in den drei Betrachtungsjahren 2006 bis 2008 jeweils an zehn zufällig ausgewählten Referenzstandorten im Nordschwarzwald, die weitab von WEA lagen, an einem Termin zwischen Mai und Juni ebenfalls die Balzaktivität der Waldschnepfen erfasst. Im Gegensatz zum Windpark bei Simmersfeld konnte dort allerdings nicht synchron gezählt werden, sondern die Zählungen erfolgten an unterschiedlichen Tagen. Außerdem wechselten diese Zählstandorte zwischen den Jahren.

Im Anschluss an die Feldarbeit wurden für jeden Standort die Anzahl an Überflügen aufsummiert. Dies diente einerseits als einfaches Maß für die Balzaktivität an den einzelnen Zählpunkten, andererseits als Index für die Abundanz, da die Anzahl an Überflügen mit der Anzahl anwesender Männchen signifikant zunimmt (Ferrand 1987, 1993).

Ergebnisse

Die Anzahl männlicher Waldschnepfen im Untersuchungsgebiet wird auf Basis der Synchronzählungen 2006 auf ca. 30 Individuen geschätzt. Nach Bau der WEA nutzten 2007 und 2008 noch ca. 3 – 4 Individuen das Untersuchungsgebiet. Dies entspricht einer Abnahme der Abundanz von ca. 10,0 Männchen/100 ha auf ca. 1,2 Männchen/100 ha.

Diskussion und methodische Einordnung

Als Vergleichswert liegt aus dem mitteleuropäischen Raum bisher lediglich eine Untersuchung aus der nördlichen Oberrheinebene vor, bei der im Waldkomplex Wellenböschung/Schildbretthurst auf 168 ha 4,8 Männchen/100 ha ermittelt wurden (Münch & Westermann 2002).

Nach Literaturangaben werden im Mittel 1,5 – 41,5 Überflüge/Abenddämmerung und Zählpunkt (Median = 6,9) registriert.

Die räumliche Reichweite der Störwirkung wurde nicht untersucht, da – mit Ausnahme entfernter gelegener Referenzflächen – ausschließlich an den WEA-Standorten gezählt wurde. Einen Hinweis geben aber die Zählergebnisse an Standort 15, welcher am Rande einer großen Sturmwurffläche lag. Im Jahr 2006 wurde hier das Überflugmaximum mit 18 Überflügen registriert. Im Jahr darauf konnte nur noch ein Balzflug, in 2008 aber wieder acht Überflüge beobachtet werden. Während im Jahr 2006 noch die gesamte Sturmwurffläche zur Balz genutzt wurde, konzentrierten sich die Beobachtungen in den Jahren 2007/ 2008 auf einen von der WEA > 300 m entfernt liegenden Bereich. Laut der Autoren ist zu berücksichtigen, dass

die anfangs erreichten Werte in den Folgejahren aber nicht mehr erreicht wurden und auch an diesem Standort die Abnahme der Balzflüge mit 56 % sehr deutlich ausgeprägt war.

Die Beobachtungen werden von den Autoren so gedeutet, dass jedenfalls vorläufig ein Meidebereich im Radius von 300 m um WEA angenommen werden sollte. Die Fläche innerhalb eines 300-m-Puffers um die 14 WEA im Gebiet bei Simmersfeld beträgt ca. 254 ha. Für diese Waldbereiche wird nach den voranstehenden Ausführungen von Dorka et al. (2014) ein völliger Habitatverlust für die Waldschnepfe postuliert.

Anderson et al. (1999), Langston & Pullan (2003) sowie SNH (2009) haben Empfehlungen zu methodischen Standards bei der Untersuchung der Auswirkungen von Windparks auf Vögel vorgelegt. Hiernach wird als methodisches Optimum das BACI-Design (Before-After-Control-Impact) mit Untersuchungszeiträumen von 2-3 Jahren vor und 5-10 Jahren nach dem Bau der WEA angesehen. Ein Beispiel für ein multiples BACI-Design gibt die Studie von Pearce-Higgins et al. (2012) zu Offenlandarten in Schottland, in der insgesamt 18 Windparks untersucht wurden, von denen bei zwölf Windparks auch Daten von Referenzgebieten vorlagen. Hiervon deckten allerdings nur bei acht Windparks die Daten der Referenzgebiete auch den Zeitraum vor der Errichtung der Anlagen ab. Dies zeigt, dass solche Untersuchungsprogramme oft vor der Schwierigkeit mangelnder Referenzgebiete stehen, da in den Voruntersuchungen für einen geplanten Standort standardmäßig i. d. R. keine Referenzgebiete bearbeitet werden. Weitere Beispiele für ein zumindest teilweises BACI-Design geben die siebenjährigen Untersuchungen von Steinborn et al. (2011) zu Offenlandarten in Ostfriesland sowie die fünfjährige Studie von Falkdalen Lindahl et al. (2013) für einen Windpark im schwedischen Bergland.

Diesbezüglich ist festzustellen, dass der Untersuchungsansatz von Dorka et al. (2014) dem BACI-Design folgt. Bei Dorka et al. (2014) wurden Daten im Windparkbereich vor (2006 und 2005) sowie während bzw. nach der Errichtung der Anlagen erhoben (2007 und 2008), während parallel ein von WEA unbeeinflusstes Referenzgebiet untersucht wurde (2006 bis 2008).

Maßgeblich für die Belastbarkeit sowohl der Vorher-Nachher-Vergleiche als auch der Windpark-Referenz-Vergleiche ist eine möglichst weitgehende Konstanz der Habitatqualität in allen Untersuchungsflächen, so dass der wesentliche Unterschied nur in der An- bzw. Abwesenheit der WEA besteht. Weiterhin ist zu fordern, dass die Habitatqualität zwischen Windpark- und Referenzfläche möglichst gleichwertig ist. Hierzu werden bei Dorka et al. (2014) keine Angaben gemacht, erst Straub et al. (2015) gehen auf diesen Aspekt ein. Sie führen aus, dass die Referenzstandorte bewusst nach möglichst ähnlichen standörtlichen und bestandsstrukturellen Bedingungen wie in der Windparkfläche ausgewählt wurden. Enthalten waren ebenfalls Sturmwurfflächen mit gleicher zeitlicher Entwicklungsgeschichte (Sturmerignis „Lothar“). Auch wenn keine Daten hinsichtlich der Vergleichbarkeit der Biotopausstattung von Windpark- und Referenzfläche vorgelegt werden, erscheint die Habitatqualität insoweit vergleichbar, als die ermittelte Flugaktivität im Jahr 2006 (vor der Errichtung der WEA) keine signifikanten Unterschiede zwischen Windpark und Referenzfläche aufwies.

Im Rahmen des BACI-Designs ergeben sich sowohl für den Vorher-Nachvergleich als auch für den Vergleich mit dem Referenzgebiet nach Bau der WEA statistisch hochsignifikante Unterschiede. Keine signifikanten Unterschiede bestehen hingegen zwischen Windpark und Referenzgebiet vor dem Bau des Windparks sowie zwischen den drei Untersuchungsjahren im Referenzgebiet. Es kam somit im Windparkbereich nach dem Bau der Anlagen zu einem starken Rückgang der Flugaktivität der Waldschnepfe, nicht jedoch in der Referenzfläche. Geht man von einer weitgehenden Konstanz der Habitatbedingungen in beiden Gebieten aus (plausibel aufgrund langsamer Sukzessionsgeschwindigkeiten in Waldhabitaten, siehe Straub et al. (2015)), ergibt sich aus den Vergleichen innerhalb des BACI-Designs

zwangsläufig, dass die Veränderungen der Flugaktivität der Waldschnepfe auf den Einfluss der WEA zurückzuführen sind.

Hinsichtlich der räumlichen Ausdehnung der Beeinflussung der Waldschnepfenflugaktivität durch die WEA liefert die Studie von Dorka et al. (2014) keine Daten. Hierzu wäre ein entsprechendes Impact-Gradient-Design erforderlich (nach Anderson et al. 1999). Eine solche Untersuchung umfasst nur den Zeitraum nach Errichtung der Anlagen und analysiert den betrachteten Parameter (z. B. Brutdichte oder Flugaktivität) in Abhängigkeit von der Entfernung zu den Anlagen (Beispiele: Bach et al. (1999) zu Brut- und Gastvögeln in Nordwestdeutschland, Reichenbach (2004) zu verschiedenen Singvogelarten, Ketzenberg et al. (2002) für Wiesenlimikolen in Nordwestdeutschland, Madsen & Boertmann (2008) zu rastenden Kurzschnabelgänsen in Dänemark, Devereux et al. (2008) für Wintergäste im östlichen England, Steinborn et al. (2011) zu Wiesenvögeln in Nordwestdeutschland, Steinborn & Reichenbach (2012) zum Ortolan). Hierzu bedarf es der stufenweisen Erhebung der Messgröße entlang eines Entfernungsgradienten bis in eine Distanz deutlich außerhalb des Windparks, ab der keinen Einfluss mehr nachgewiesen werden kann. Darauf war die Untersuchung von Dorka et al. (2014) nicht angelegt. Die bei Dorka et al. (2014); Schmal (2015) und Straub et al. (2015) geführte Diskussion, inwieweit die genannten 300 m als realistisch angesehen werden können, bleibt somit spekulativ und entspringt der Notwendigkeit bzw. dem Bedürfnis der Verwendung einer solchen Zahl als vorläufigen Anhaltswert für die Planungspraxis. Die Interpretation der Ergebnisse für diese Fragestellung hängt auch maßgeblich von der Sichtweite bzw. der Detektierbarkeit der Art an den jeweiligen Beobachtungspunkten ab. Diese kann durch die Topografie sowie durch Höhe und Entfernung von Baumbeständen stark beeinflusst werden und entsprechend variieren.

In der Diskussion möglicher Wirkfaktoren, die zu Störungswirkungen von WEA auf Waldschnepfen führen können, betonen Dorka et al. (2014), dass die Wirkung unabhängig vom Bewegungszustand der Rotoren zu vermerken ist. Auch unter absolut windstillen Bedingungen oder bei Abschaltung der Anlagen würde der Windpark durch die Waldschnepfe kaum genutzt. Hierzu werden jedoch in der Publikation keine Daten vorgelegt, eine Überprüfung dieser Aussage ist somit nicht möglich. Notwendig wäre eine Aufteilung des Datensatzes in mind. zwei Betriebszustände gewesen (drehend – nicht drehend), um durch entsprechende Analysen den Einfluss der Rotorenbewegung zu prüfen. Weiterhin diskutieren die Autoren einen möglichen Barriere-Effekt der WEA aufgrund ihrer Lage an Wegen, die in der Voruntersuchung als Leitlinien für die Balzflüge genutzt wurden. Da jedoch keine WEA untersucht werden konnten, die nicht an solchen Leitlinien liegen, ist eine Überprüfung dieses Einflussfaktors ebenfalls nicht möglich.

Planungsgruppe Grün (2021)

Methode

Das Monitoring in den drei Untersuchungsjahren (2017, 2018 und 2019) fand an je acht Tagen zwischen Mitte April und Anfang Juli zur günstigsten Erfassungszeit (von einer Stunde vor Sonnenuntergang bis zur Dunkelheit) und bei günstigen Witterungsbedingungen statt. Neben der Zählung von Überflügen von Männchen während der Balz kamen auch Klangattrappen zum Einsatz.

Zu Beginn der Untersuchung im Jahr 2017 lief bereits der Fundamentbau an den beiden neuen WEA-Standorten. Während der Abenddämmerung, welche die Hauptaktivitätszeit der Waldschnepfen während der Balz darstellt, fanden keine Bautätigkeiten mehr statt und die Türme wurden erst nach der Brutperiode errichtet. Störeinflüsse im ersten Untersuchungsjahr durch Bautätigkeiten waren damit nicht ganz auszuschließen, waren jedoch eher gering. In den Jahren 2018 und 2019 waren die WEA während des Monitorings in Betrieb. Es wurden

drei Beobachtungspunkte (BP) festgelegt und während der Untersuchungen jeweils synchron besetzt. Zwei BP (BP 2 und BP 3) befanden sich innerhalb des Windparks und einer (BP 1) auf einer Referenzfläche südlich davon. Mangels ausreichender Voruntersuchungen wurde auch an diesem Vergleichsstandort außerhalb des Radius von 500 m um die WEA (Altstandorte wie Erweiterungsanlagen) ein Monitoring durchgeführt. Dabei konnte nicht mit Sicherheit angenommen werden, dass in der Referenzfläche auch Waldschnepfen vorkommen. Um Balzflüge möglichst lange verfolgen zu können und Doppelzählungen zu vermeiden, waren die drei Kartierer über Funkgeräte ständig in Kontakt.

Ergebnisse

Erstes Monitoringjahr 2017 (vor Inbetriebnahme der beiden neuen WEA):

2017 wurden insgesamt 82 Flüge im Untersuchungsgebiet dokumentiert, davon 77 im 500 m Radius des Windparks. Die Flüge erfolgten schwerpunktmäßig über den Waldflächen südlich der BP 2 und 3 (53 Flüge), aber von dort auch über Offenlandflächen zu einer acht Hektar großen Forstfläche im Windpark, welche Bestandteil des Balzrevieres war (24 Flüge). Dabei wurden auch Flüge zwischen den vorhandenen Anlagen dokumentiert, immer unter Rotorunterkante. Die Schnepfen passierten die Anlage auf der Forstfläche von z. T. unter 50 m, im Mittel von ca. 100 m. Beim Wechsel zwischen Waldflächen wurde auch regelmäßig die Fläche überflogen, auf der der Fundamentbau der neuen WEA 10 erfolgte (es standen dort jedoch noch keine Kräne oder Turmsegmente). Im Bereich der Referenzfläche wurden lediglich vier Flüge erfasst, ein weiterer wurde mittels einer Klangatmosphäre verhört. Bei den erfassten Waldschnepfen handelt es sich laut Monitoringbericht um ein bis zwei (mit den Flügen im Bereich des BP 1 womöglich drei) männliche Individuen, die im Bereich des Waldgebietes ihr Revier hatten.

Zweites Monitoringjahr 2018 (erstes Jahr nach Inbetriebnahme):

Im Jahr 2018 wurden mit insgesamt 32 Flügen deutlich weniger Flugbewegungen erfasst als im Vorjahr. Die Sichtungen erfolgten wie schon 2017 in dem Bereich über den Bäumen des Waldgebietes nahe BP 2 und 3 statt (zusammen 23 Flüge). Über den Offenlandflächen zwischen der acht Hektar großen Forstfläche im Windpark und dem Waldgebiet wurde nur ein Flug registriert. Der Schwerpunkt lag wie bereits im Vorjahr mit 14 Beobachtungen im Bereich um die WEA 10. Die Intensität war im Vergleich zu 2017 (53 Beobachtungen) jedoch deutlich geringer. Im Referenzgebiet hat sich hingegen die Zahl der beobachteten Flüge auf neun erhöht (2017: fünf Beobachtungen). Hier wird im Monitoringbericht die Verschiebung des Reviers eines Individuums Richtung Süden vermutet.

Drittes Monitoringjahr 2019 (zweites Jahr nach Inbetriebnahme der WEA 9 und WEA 10):

Im dritten Monitoringjahr 2019 gelangen mit 65 Aufzeichnungen von fliegenden oder an einem Standort zu hörenden Waldschnepfen wieder deutlich mehr Nachweise. Bei drei beobachteten Flügen konnten zeitgleich zwei Individuen (Parallelfly) gesichtet werden. Bei den übrigen Flugbewegungen wurden nur einzelne Männchen registriert. Die Balzflugbeobachtungen konzentrierten sich vor allem auf den Waldbestand nördlich der zuletzt neu errichteten WEA 10. Von dort reichten einige der beobachteten Flüge wieder bis zu der ca. acht Hektar großen Forstfläche im Altwindpark. Erneut wurden einige Flüge in unmittelbarer Nähe zu WEA beobachtet (sechs bis zehn Flüge knapp an WEA-Rotoren vorbei). In zwei Fällen wurden die bestehenden, älteren WEA sogar unmittelbar unterflogen.

Diskussion und methodische Einordnung

Das Ergebnis des Monitorings in Niedersachsen kann ein intensives Meideverhalten wie in der von Dorka et al. (2014) dargestellten Studie vom Schwarzwald nicht bestätigen. Die Beobachtungen von Planungsgruppe Grün (2021) zeigen, dass die Waldschnepfenmännchen,

die im Waldgebiet ein Revier besitzen, die WEA nicht pauschal meiden und auch nach dem Bau der WEA 9 und 10 Balzflüge im Bereich der WEA 10 vollziehen. Zwar verringerte sich die Anzahl der Flüge im nördlichen Teil des UG im zweiten Monitoringjahr, dennoch lag auch im Jahr 2018 der Schwerpunkt des Balzgeschehens wie im Vorjahr über der Waldfläche zwischen der neu erbauten WEA 10 und den Altanlagen WEA 5 und 6.

Diese Aktivitätsschwerpunkte bestätigten sich auch im dritten Untersuchungsjahr. Ob das im Jahr 2018 verringerte Flugverhalten in Zusammenhang mit den beiden neu errichteten WEA steht, konnte im Monitoringbericht auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse nicht abgeleitet werden. Da die Freifläche um die WEA 10 jedoch auch nach der Inbetriebnahme der Anlage weiterhin überflogen wurde, nehmen die Autoren eher andere Ursachen für das veränderte Balzgeschehen im Jahr 2018 an. Diese können natürlichen oder anthropogenen Ursprungs sein. Da der Sommer 2018 ein besonders trockener Sommer war, sind in diesem Fall laut Planungsgruppe Grün (2021) veränderte Witterungsbedingungen ein wahrscheinlicher Auslöser für die Verringerung der beobachteten Flugbewegungen sowie die Verlagerung der Balzquartiere in südliche Bereiche des UG. Der Süden des UG grenzt an eine feuchte Niederung und blieb vermutlich länger feucht und schuf somit bessere Nahrungsgrundlagen. Die fehlenden Sichtungen ab Juni während zunehmend trockener werdenden Verhältnissen im höheren nördlichen Teil des UG könnte dadurch ebenso begründet werden.

Letztendlich kann für das Jahr 2018 auf Grund der besonderen Witterung nicht abschließend geklärt werden, ob die verringerte Aktivität unmittelbar mit den neu errichteten WEA zu tun hatte. Natürliche oder anthropogen verursachte Bestandsschwankungen können bei der Beurteilung nicht ausgeschlossen werden. Hierzu bedarf es weiterer Studien, die neben dem Einfluss von WEA auch Veränderungen des Habitats natürlichen oder anthropogenen Ursprungs mit in die Analyse einbeziehen.

Die durch den Bau der WEA im Wald hervorgerufenen strukturellen Veränderungen im Revier der Waldschnepfen wurden von Dorka et al. (2014) als zu vernachlässigend eingeschätzt. Planungsgruppe Grün (2021) verweist in ihrem Monitoringbericht auf Literaturangaben, laut denen sich eine rodungsbedingte Erhöhung der Waldtextur und die Schaffung neuer Freiflächen im Wald eher positiv auf die Habitatfaktoren der Waldschnepfe ausüben könnten (soweit keine weiteren Einflussfaktoren bestehen). Auch hierzu bedarf es weiterer Studien.

Die Studie folgt ebenfalls dem BACI-Design, auch wenn im ersten Untersuchungsjahr bereits mit dem Fundamentbau begonnen wurde. Ein wesentlicher Vorteil ist der Einsatz von acht Erfassungsterminen pro Saison anstatt nur einem Termin wie in der Dorka-Studie. Die Daten zeigen, dass die Balzaktivität zwischen den einzelnen Terminen stark schwanken kann, so dass mit nur einem Termin die Vergleichbarkeit der Daten stark eingeschränkt ist. Ebenso wird deutlich, dass weitere Faktoren wie z. B. die Trockenheit einen Einfluss ausüben können, wodurch scheinbar ein Vertreibungseffekt von WEA hervorgerufen werden kann. Neben der generellen Aktivität ist aber auch die konkrete räumliche Verteilung der Balzflüge zu beachten. Hierbei zeigte sich in allen drei Jahren eine Nutzung sowohl des Bestandwindparks als auch des Bereichs der beiden neuen WEA durch balzfliegende Männchen.

Insgesamt ist die Studie somit in methodischer Hinsicht sehr gut belastbar.

3.3.1.3 Fazit

Dorka et al. (2014) haben in ihrer Vorher-Nachher-Untersuchung in einem Windpark im Nordschwarzwald festgestellt, dass sich nach Errichtung von WEA auf Windwurfflächen ein Rückgang der balzenden Männchen um 88 % einstellte. Nach Einschätzung der Autoren sind dafür möglicherweise akustische Störungen der WEA sowie eine Barriere- und Scheuchwirkung der Anlagen (auch bei nicht drehenden Rotoren) während des Balzflugs die Ursache.

Diese Ergebnisse stützen sich jedoch auf ein Monitoring mit nur einen Untersuchungstag pro Jahr. Dorka et al. (2014) betonen, dass die Datenerhebung und Auswertung ausschließlich ehrenamtlich durchgeführt wurden. Insofern ist nachvollziehbar, dass die Untersuchung gewissen Beschränkungen unterlag. Auf der Grundlage des BACI-Ansatzes werden jedoch hinsichtlich der jeweils an einem Termin betrachteten Messgröße (Flugaktivität männlicher Waldschnepfen) eindeutige Ergebnisse erzielt. Diese bedürfen jedoch dringend einer Überprüfung bzw. Absicherung durch weitere Studien.

Die vorliegende Untersuchung der Planungsgruppe Grün (2021) konnte ein intensives Meideverhalten wie in dem von Dorka et al. (2014) untersuchten Fall im Schwarzwald nicht bestätigen. Es wird davon ausgegangen, dass die Balz an den Waldrändern im Jahr 2017 ungestört war. Es konnten keine Einflüsse durch Bauarbeiten oder durch den Betrieb von Windenergieanlagen festgestellt werden. Zwar kam es nach Inbetriebnahme der beiden neuen WEA im Jahr 2018 zu einer verringerten Anzahl an Flugbeobachtungen, als ursächlich werden hier aber vor allem die extremen Witterungsbedingungen (Trockenheit) angenommen. Im dritten Untersuchungsjahr 2019 verdoppelte sich die Anzahl der beobachteten Balzaktivität im Vergleich zum Vorjahr wieder, einige Flüge wurden sogar im Nahbereich von Anlagen registriert, was nicht auf ein Meideverhalten hinweist. Der räumliche Schwerpunkt der Balzaktivität blieb über die drei Untersuchungsjahre konstant. Diese Ergebnisse stimmen auch mit Beobachtungen der Planungsgruppe Grün an Repoweringstandorten im nordwestlichen Niedersachsen überein, wo im Rahmen regulärer Brutvogelbestandserhebungen Balzreviere der Waldschnepfe festgestellt wurden, die zu großen Anteilen in den vorhandenen Windparks lagen.

Das Monitoring der Planungsgruppe Grün (2021) kommt demnach zu einem anderen Ergebnis als die Untersuchung von Dorka et al. (2014). Es bedarf daher hinsichtlich der Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Waldschnepfen weiterer Untersuchungen an einer größeren Zahl von Windparkstandorten, auch weil erhebliche Schwankungen der Balzaktivität der Waldschnepfen während der Brutperiode sowie zwischen den Brutperioden möglich sind.

3.3.2 Spechte

Die Untersuchungen von Reichenbach et al. (2015) an zwölf bestehenden Windparks im Wald lassen sich im Hinblick auf Spechte wie folgt charakterisieren:

Methode

Zur Erfassung und Auswertung des Brutvogelbestandes wurde die Methode zur Revierkartierung (Südbeck et al. 2005) angewandt. Im Zeitraum von Ende März bis Ende Juni wurden in den Untersuchungsgebieten im Jahr 2013 jeweils acht und im Jahr 2014 jeweils neun Erfassungstermine bei möglichst günstigen Witterungen durchgeführt. Um das Vorkommen von Eulen und anderen nachtaktiven Arten zu prüfen, erfolgte Ende März jeweils eine Abendbegehung unter Einsatz von Klangattrappen und eine Kontrolle von Jungvögeln im Juni. 2014 wurde ein weiterer Nachterfassungstermin Anfang April ergänzt, um dämmerungs- und nachtaktive Arten besser erfassen zu können. Die Erfassung wurde im 500 m Radius um die Windparks sowie in gleich großen Referenzgebieten in einer Entfernung von > 1 km vom nächsten Windpark durchgeführt.

Ausgewählte Ergebnisse

Bei einer zusammenfassenden Betrachtung von fünf Spechtarten (ohne Buntspecht) ergab sich, dass die Brutdichte in den Referenzgebieten nahezu doppelt so hoch war wie in den 500-m-Radien um sieben 2014 untersuchte Windparks. Bei einer entfernungsbezogenen Auswertung (Impact Gradient) zeichnet sich bei dieser Artengruppe ein gewisser Einfluss der Windparknähe auf die räumliche Verteilung der Reviere bis zu einer Entfernung von ca.

250 m ab. Diese Ergebnisse sind jedoch auf der Basis der gegebenen Datenlage statistisch nicht signifikant.

Diskussion

Diese Ergebnisse verdeutlichen die Bedeutung mehrjähriger Untersuchungen und ausreichender Stichprobengrößen. Erst durch die Zusammenfassung der Daten beider Untersuchungsjahre konnte das Fehlen signifikanter Unterschiede hinsichtlich der Gesamtsiedlungsdichte zwischen Windparkflächen und Referenzflächen statistisch belastbar nachgewiesen werden. An Waldstandorten bedarf es außerdem einer größeren Zahl an Untersuchungsgebieten als im Offenland, um zu ausreichenden Stichprobengrößen zu gelangen. Dies begründet sich beispielsweise durch niedrigere Brutpaardichten planungsrelevanter Arten im Vergleich zu solchen im Offenland. Außerdem ist ein erhöhter Zeitaufwand zur Vogelerfassung in Waldflächen zu berücksichtigen. Hieraus wird deutlich, dass Aussagen auf der Grundlage nur kurzer Untersuchungszeiträume und niedriger Stichprobengrößen nicht belastbar sind und zu falschen Schlüssen führen können.

3.3.3 Weitere Arten

Reichenbach et al. (2015) führten zudem in Siedlungsdichteprobeflächen innerhalb und außerhalb der Windparks eine quantitative Erfassung des gesamten Brutvogelspektrums durch. Diese Flächen wurden hinsichtlich ihrer Vergleichbarkeit auf Biotoptypen, Vegetationsstruktur und Baumartenzusammensetzung untersucht. Insgesamt zeigten sich hierbei nur geringe Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung und -ausprägung, so dass die Flächen im Hinblick auf die Habitatqualität für die vorkommenden Brutvögel als vergleichbar angesehen werden können. Dieser Untersuchungsansatz führte zu folgenden Ergebnissen:

- Es ließen sich keine signifikanten Unterschiede in der Brutpaardichte und der Artenzahlen zwischen windparknahen Waldflächen und Referenzflächen feststellen. Grundlegende Veränderungen der Brutvogelzönose infolge der Errichtung der WEA waren somit nicht erkennbar.
- An zwei Standorten, die während der Bauzeit untersucht wurden, zeigten sich im Vergleich mit den Vorher-Daten und mit Daten aus Referenzgebieten bei einigen Arten Bestandsrückgänge, die möglicherweise auf den temporären Störungseinfluss des Baustellenbetriebes zurückzuführen sind (Unterschiede wg. der geringen Stichprobengröße jedoch nicht signifikant).

Ansonsten ergab die Literaturlauswertung von Reichenbach et al. (2015) zum Kenntnisstand bezüglich der Störungswirkungen von WEA im Wald auf Vögel, dass keine weiteren konkreten Untersuchungen zu mitteleuropäischen Arten vorliegen. Dies hat sich mit Stand März 2021 nach erneut durchgeführten Recherchen im Wissenschafts-Netzwerk ResearchGate und auf Google Scholar nicht geändert.

Bei Vogelarten, die in unübersichtlichen Habitaten wie Wäldern leben oder nachtaktiv sind, spielt die akustische Kommunikation eine entscheidende Rolle. Mögliche akustische Beeinträchtigungen von Waldvogelarten durch WEA sind jedoch noch weitgehend unerforscht (Dorka et al. 2014). Beim Rotkehlchen konnte jedoch experimentell gezeigt werden, dass die Schallemissionen von WEA dazu führen, dass niederfrequente Gesangelemente, die spezifisch im Kontext von Territorialverhalten eingesetzt werden, in verringertem Maß im Gesang verwendet werden (Zwart et al. 2016).

Lediglich in Bezug auf Verkehrslärm wurden Auswirkungen auf verschiedene Vogelarten untersucht (Garniel et al. 2007). Im Ergebnis erfolgte diesbezüglich eine differenzierte Bewertung der Lärm- bzw. Störungsempfindlichkeit verschiedener Vogelarten anhand von kritischen Schallpegeln und Effektdistanzen. Da es sich bei WEA um punktförmige Quellen

handelt und Verkehrslärm von einer Linienquelle ausgeht, bestehen bei der Schallausbreitung jedoch deutliche Unterschiede. Der Schalldruck einer Linienquelle breitet sich zylinderförmig aus und schwächt sich pro Abstandsverdoppelung zur Quelle nur halb so stark ab wie der Schalldruck einer Punktquelle (Garniel et al. 2007, S. 29). Daher reichen Verkehrsgeräusche wesentlich weiter als die Immissionen einer WEA.

Die Empfindlichkeit der verschiedenen Vogelarten gegenüber Lärm beruht auf ihrer artspezifischen Ökologie und Lebensweise. Diese generellen Wirkungszusammenhänge sind auch für eine Bewertung von Störwirkungen durch WEA relevant und übertragbar. Von den behandelten Waldarten werden der Ziegenmelker und der Raufußkauz als hoch empfindlich gegenüber Maskierungseffekten eingestuft. Die nachtaktiven Arten sind besonders auf den Empfang akustischer Signale angewiesen und weisen einen kritischen Schallpegel von 47 dB(A) nachts auf (Garniel et al. 2007, S. 128 u. 141). Tab. 1 zeigt für alle Waldvogelarten, die als lärmempfindlich eingestuft wurden, die kritischen Schallpegel und Effektdistanzen gegenüber Straßen.

Tab. 1: Empfindlichkeit von Waldvogelarten gegenüber Verkehrslärm (Garniel & Mierwald 2010, S. 97ff)

Art	Gruppe*	Kritischer Schallpegel	Effektdistanz/Fluchtdistanz
Auerhuhn	1	52 dB(A) tags	Fluchtdistanz 500 m
Buntspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Grauspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 400 m
Habichtskauz	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Haselhuhn	3	55 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Hohltaube	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Kuckuck	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Mittelspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 400 m
Raufußkauz	1	47 dB(A) nachts	Fluchtdistanz 20 m
Schleiereule	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Schwarzspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Sperlingskauz	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Turteltaube	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Uhu	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Waldkauz	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Waldohreule	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 500 m
Waldschnepfe	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 300 m
Weißrückenspecht	2	58 dB(A) tags	Effektdistanz 400 m
Ziegenmelker	1	47 dB(A) nachts	Fluchtdistanz 0 m

*1: Arten mit hoher Lärmempfindlichkeit

2: Arten mit mittlerer Lärmempfindlichkeit

3: Arten mit lärmbedingt erhöhter Gefährdung durch Prädation

3.3.4 Fazit und Konsequenz

Aus dem dargelegten Kenntnisstand wird deutlich, dass zu Waldvogelarten – im Gegensatz zu Offenlandarten – kaum Untersuchungen zum Störungseinfluss von WEA vorliegen. Ob aus der Empfindlichkeit von Waldvogelarten gegenüber Verkehrslärm Analogieschlüsse auf die Reaktion dieser Arten gegenüber den akustischen Immissionen von WEA gezogen werden können, ist zumindest fraglich. Zum einen ist die Schallausbreitung unterschiedlich

(siehe Kap. 3.3.3), zum anderen betonen Garniel et al. (2007), dass die erzielten Ergebnisse ausdrücklich nur für Straßenlärm gelten.

Im Hinblick auf die Zielarten des Vorhabens – insbesondere Spechte und Waldschnepfe – liegen zwar erste Ergebnisse vor, die jedoch dringend einer Erweiterung der Datenbasis bedürfen. Dies gilt vor allem für die Anzahl der Untersuchungsgebiete, die Stichprobengröße, die Einbeziehung der Habitatqualität sowie die Methodik zur Erhebung quantitativer Daten. Auf der Grundlage der methodischen Diskussion zu Dorka et al. (2014) sowie der von Reichenbach et al. (2015) an Spechten gewonnenen Erfahrungen wird in diesem Vorhaben von personalintensiven Standard-Kartierungs-Methoden abgesehen. Es kommt stattdessen eine automatisierte akustische Erfassung zum Einsatz, die gegenüber einer üblichen Revierkartierung eine wesentlich bessere Abschätzung der räumlichen Verteilung der akustischen Aktivität in einem Waldbereich ermöglicht. Während einer normalen Revierkartierung wird ein Waldbereich durchschnittlich dreimal für maximal zehn Minuten beprobt. Besonders bei Arten mit großen Reviergrößen kann eine Abschätzung über die Nutzung von Waldbereichen mit dieser Methode nicht erfolgen. Bei einer automatisierten akustischen Erfassung können hingegen über einen Zeitraum von Wochen und mehreren Stunden pro Tag die akustischen Aktivitäten von Vögeln flächig erfasst werden, was eine deutlich bessere Abschätzung der Aktivität von Vögeln in verschiedenen Waldbereichen erlaubt.

4 Arbeitspaket 2 – Entwicklung der Untersuchungstechnik

Automatisierte Erfassungen von biologischen Daten erlauben es, auf kostengünstige Weise ausreichend große Datenmengen zu generieren, um komplexe ökologische Fragestellungen beantworten zu können. Die bei zahlreichen Vogelarten verbreitete akustische Kommunikation bietet eine gute Möglichkeit, das Verhalten von Vögeln durch automatisierte akustische Erfassungen aufzunehmen und zu untersuchen.

Das automatisierte Erfassen von akustischen Signalen ist durch die fortschreitende technische Entwicklung und die dadurch sinkenden Kosten für die Beantwortung von ökologischen Fragestellungen zunehmend wichtig geworden. Schall lässt sich vergleichsweise einfach erfassen, speichern und auswerten. Akustische Erfassungen liefern daher in vielen Bereichen der ökologischen Forschung wichtige Daten, von artspezifischen Untersuchungen mit individueller Erkennung bis hin zur Erfassung der Geräuschkulisse ganzer Ökosysteme (Brandes 2008; Farina et al. 2014; Zwart et al. 2014).

Im Bereich der automatisierten akustischen Erfassung von Vögeln haben in den letzten Jahren verschiedene Forschungsgruppen eigene Erfassungssysteme entwickelt, die aus günstigen Standardbauteilen bestehen (Beason et al. 2018). Aufbauend auf diesen Erfahrungen wurde von uns ein automatisiertes akustisches Erfassungsgerät (nachfolgend Rekorder genannt) entwickelt, welches auf die Bedingungen der vorliegenden Fragestellung zugeschnitten ist.

4.1 Erfassungstechnik – Rekorder

4.1.1 Konstruktionsprinzip

Für die akustischen Erfassungen wurden eigens für dieses Projekt automatisierte Erfassungsgeräte (Rekorder) mit autarker Energieversorgung entwickelt (Abb. 1).



Abb. 1: Anbringen des Rekorders am Baum. Mittels einer Leiter konnten die Rekorder in der angestrebten Höhe von etwa 4 m angebracht werden. (Quelle: Arsu/OekoFor)

Die Bauteile des Rekorders (Kapitel 4.1.2) sind in einem wasserdichten, rechteckigen Kunststoffgehäuse untergebracht. An der kurzen Außenseite der Box unten befindet sich das Aufnahme-Mikrofon, welches von außen durch ein Loch im Kunststoffgehäuse gesteckt und nach innen wasserdicht verschraubt wird. An der kurzen Außenseite oben wird das ableitende Stromkabel des Solarpanels durch eine wasserdichte Kabeldurchführung in das Innere der Box geführt. Über Aluminiumprofile ist die Kunststoffbox mit dem Solarpanel verbunden und wird als Einheit, mittels Spanngurten, an einen Baum angebracht (Abb. 1). Die angestrebte Befestigungshöhe von ca. 4 m konnte gut umgesetzt werden. Auch die Ausrichtung des Rekorders nach Süden, um genügend Sonnenlicht für die Stromversorgung durch das Solarpanel sicherzustellen, konnte in den meisten Fällen erreicht werden, wobei immer auch auf eine möglichst lückige Baumkronenabdeckung in der Ausrichtung des Solarpanels geachtet wurde.

4.1.2 Technischer Aufbau

Herzstück des Rekorders ist ein kostengünstiger Raspberry Pi Einplatinencomputer (kurz: RPi; Raspberry Pi Foundation), der die Vogelrufe speichert und verarbeitet. Über ein Mikrofon an der Außenseite des Rekorders werden die akustischen Signale erfasst und an eine USB-Soundcard weitergeleitet. Diese wandelt das analoge Signal des Mikrofons in ein digitales Signal um, welches im Anschluss vom RPi verarbeitet werden kann. Dabei werden die Daten auf einer micro-SD Karte im RPi gespeichert.

Auf dem RPi steckt ein Erweiterungsmodul (genannt Sleepy Pi), das drei wichtige Aufgaben erfüllt: Erstens fungiert das Erweiterungsmodul als Einschalter für den RPi, da sich dieser nicht selbst einschalten kann. Diese Funktion ist für einen autarken Betrieb des RPi unabdingbar, da sich andernfalls bei Dauerbetrieb des RPi der Stromverbrauch um ein Zehnfaches erhöhen und keinen autarken Betrieb mehr zulassen würde. Zweitens besitzt das Erweiterungsmodul eine Echtzeituhr, über die der RPi Informationen zur aktuellen Uhrzeit bezieht und somit eine zeitliche Steuerung des RPi möglich ist. Drittens fungiert das Erweiterungsmodul als Spannungswandler und gewährleistet so die Stromversorgung des RPi (5 V), da das Modul direkt mit der 12 V Spannung der verwendeten Blei-Gel-Batterie betrieben werden kann.

Die Stromversorgung des Rekorders besteht aus einem Solar-Panel, einer 12 V Batterie und einem Solarladeregler. Das Solar-Panel liefert 10 Wp und lädt über den Solarladeregler eine Blei-Gel-Batterie mit einer Kapazität von 7 Ah bei 12 V Spannung (Abb. 2).

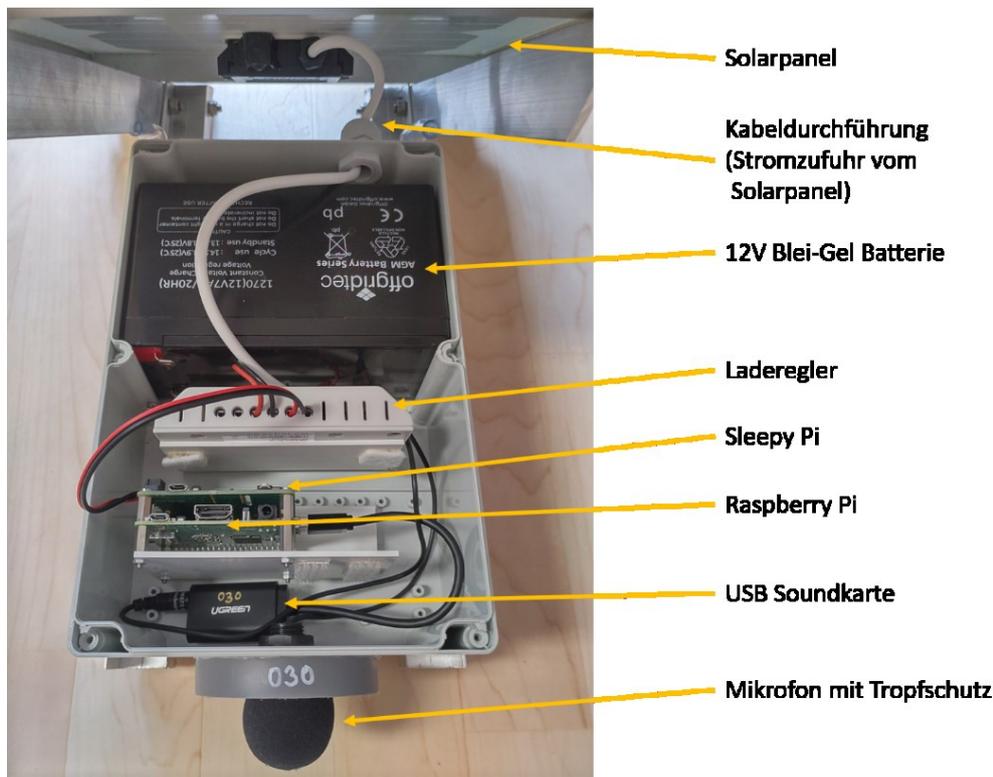


Abb. 2 Aufbau des Rekorders. (Quelle: Arsu/OekoFor)

4.1.3 Steuerungssoftware – RPi und Sleepy Pi

Der Raspberry Pi (RPi) Einplatinencomputer wird mit Hilfe des Erweiterungsmoduls, dem **Sleepy Pi**, gestartet. Dabei übernimmt der Sleepy Pi die Funktion eines Einschalters und stellt die Stromversorgung des RPi sicher. Der Sleepy Pi schaltet den RPi jede 30 Minuten an und kontrolliert dann jede zehn Sekunden, ob der RPi noch aktiv ist. Sobald sich der RPi selbst ausgeschaltet hat, unterbricht der Sleepy Pi die Stromversorgung (Abb. 3).

Auf diese Weise wird der Stromverbrauch auf einen Bruchteil im Vergleich zu einem Dauerbetrieb des RPi reduziert, da der RPi nur in einem tatsächlich aktiven Zustand mit Strom versorgt wird. Zwar muss der Sleepy Pi für seine Funktion als Einschalter dauerhaft aktiv sein, verbraucht als stromsparender Micro-Kontroller jedoch nur einen Bruchteil des Stroms, den der RPi im Dauerbetrieb benötigen würde.

Die Programmierung des Sleepy Pi wird in der Arduino Programmiersprache vorgenommen, welche auf der C++ Programmiersprache basiert.



Abb. 3 Schematischer Ablauf der Sleepy Pi Programmierung (Quelle: Arsu/OekoFor)

Die eigentliche Aufgabe des hier entwickelten Rekorders – das Aufnehmen von Vogelstimmen zu einer bestimmten Tageszeit – wird über den Raspberry Pi (RPi) umgesetzt. Sobald der RPi gestartet wird, bezieht er von der Echtzeituhr des Sleepy Pi die aktuelle Uhrzeit. Daraufhin startet ein Skript, welches in der Programmiersprache Python geschrieben ist und die weiteren Tätigkeiten des RPi kontrolliert (Abb. 4).

Das Skript verwendet zunächst das aktuelle Datum, um die Sonnenaufgangszeit und Sonnenuntergangszeit zu bestimmen. Als nächstes wird geprüft, ob zur aktuellen Zeit eine Aufgabe für den Rekorder ansteht, d. h. eine akustische Aufnahme gemacht werden soll. Dabei beziehen sich die Aufgaben jeweils relativ zum Sonnenauf- bzw. Sonnenuntergang, da je nach Zielvogelart (Spechte bzw. Eulen und die Waldschnepfe) zu unterschiedlichen Zeiten Aufnahmen gemacht werden sollen, die sich zusätzlich auch hinsichtlich ihrer Aufnahmedauer unterscheiden. Nach der erfolgten Prüfung (Aufgabe für den Rekorder ja oder nein) wird ein Eintrag in ein Logfile geschrieben, welches die gesamte Aktivität des Rekorders protokolliert.

Steht eine Aufgabe an, wird für die definierte Dauer eine Aufnahme gemacht und nach deren Abschluss ein weiterer Eintrag im Logfile abgelegt. Nachdem die Aufgabe erfüllt ist und das Logfile geschrieben wurde, schaltet sich der RPi ab, bis er erneut vom Sleepy Pi gestartet wird. Steht keine Aufgabe an, schaltet sich der RPi ab, bis zum erneuten Start durch den Sleepy Pi.

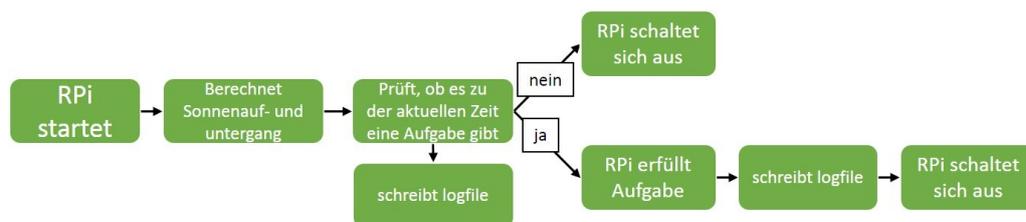


Abb. 4: Schematischer Ablauf der Raspberry Pi Programmierung (Quelle: Arsu/OekoFor)

4.2 Automatische Ruferkennung

Die automatische Ruferkennung sollte ursprünglich auf Grundlage einer Spektrogramm-Kreuzkorrelation umgesetzt werden. Nach vertiefter Recherche und dem Austausch mit Herrn Dr. Stefan Kahl (Informatiker TU Chemnitz/ The Cornell Lab of Ornithology) mit dem Schwerpunkt im Bereich künstliche neuronale Netzwerke, konnte eine bessere Möglichkeit der automatischen Ruferkennung identifiziert werden. Für die Auswertung wurde daher maschinelles Lernen – ein Teilbereich der künstlichen Intelligenz – genutzt, um ein eigenes künstliches, neuronales Netzwerk zu entwickeln, das auf die akustischen Aufnahmen der Rekorder angewendet werden kann und für jede Aufnahme automatisiert die einzelnen Vokalisationen der Zielvogelarten identifiziert.

Vereinfacht gesagt geht es bei maschinellem Lernen um Mustererkennung durch Computer, basierend auf einem Trainingsdatensatz.

4.2.1 Erstellung des Trainingsdatensatzes

Die Menge und Qualität der Trainingsdaten sind ein wesentlicher Teil für die Leistungsfähigkeit des neuronalen Netzes.

Zunächst mussten die Trainingsdaten definiert, das heißt die Lautäußerungen der Zielvogelarten festgelegt werden, auf die das neuronale Netz trainiert werden sollte. Für die Definition der Lautäußerungen der Spechte wurde die Einordnung nach Weiss (2017) verwendet (Abb. 5).

Spechtart	empfohlene Lautbezeichnungen					
	Trommeln	Gesang	Sitzruf	Flugruf	Keckern	Kixen
Grauspecht	Ja (Beispiel)	Ja „dü-dü“-Reihe, abfallend (Beispiel)	---	Ja (siehe Keckern)	Ja „kjeck- kjeck“-Reihe (als Flug-, Warn- und Standortruf) (Beispiel)	---
Grünspecht	(Ja, aber nur gelegentlich im engeren Balz- und Bruthöhlenkontext) (Beispiel)	Ja „glük- glük“-Reihe, „Lachen“ (Beispiel 1, Beispiel 2)	---	Ja (siehe Keckern)	Ja „kjäck- kjäck“-Reihe (als Flug- und Standortruf; in schneller Abfolge im Bereich der Höhle auch als Warnruf) (Beispiel)	---
Schwarzspecht	Ja (Beispiel)	Ja „kwiih-kwi- kwi“-Reihe (Beispiel)	Ja „klieeh“-Ruf (Beispiel)	Ja „krü- krü“-Reihe (Beispiel)	---	---
Buntspecht	Ja (Beispiel)	---	---	---	Ja besonders in der Fortpflanzungszeit (Beispiel)	Ja „kix“-Einzelruf und Rufreihe (Beispiel)
Kleinspecht	Ja (Beispiel)	Ja „kiki“-Reihe (Beispiel)	---	---	Ja, aber selten „gegegeg“ (Beispiel)	Ja, aber recht selten „gik“ (Beispiel)
Mittelspecht	(Ja, aber nur ausnahmsweise im engeren Balz- und Bruthöhlenkontext) (Beispiel)	Ja „Quäken“ (Beispiel)	---	---	Ja, ganzjährig häufigster Ruf „gig-kek- kek“-Reihe (Beispiel)	Ja, aber recht selten weich „güg“ (Beispiel)

Abb. 5: Vokalisationen der mitteleuropäischen Spechte. Dargestellt sind nur die Specht-Zielarten der vorliegenden Untersuchung. Ein roter Rahmen zeigt an, dass die jeweilige Lautäußerung verwendet wurde, ein hellroter Rahmen zeigt an, dass die Lautäußerung mehrerer Arten als eine Gruppe zusammengefasst wurde. (Quelle: Arsu/OekoFor)

Sehr seltene Lautäußerungen (bspw. Trommeln des Grünspechtes) wurden nicht berücksichtigt. Das „Kixen“ des Bunt-, Klein- und Mittelspechtes wurde aufgrund der großen Ähnlichkeit dieses Lauts bei allen drei Spechtarten sowie unter Berücksichtigung der seltenen Benutzung bei Mittel- und Kleinspecht, als eine Kategorie des Buntspechtes geführt. Das „Keckern“ von Bunt- und Mittelspecht wurde ebenfalls als eine gesammelte Kategorie geführt, da eine Unterscheidung nicht immer eindeutig ist.

Bei der Waldschnepfe wurden die Balzrufe der Männchen („pfuizen“ und „quorren“) als kennzeichnende Lautäußerungen festgelegt. Für die kennzeichnende Lautäußerung des Waldkauzes wurde ebenfalls der Gesang sowie zusätzlich die häufig geäußerten „kuiwitt“-Rufe dieser Vogelart verwendet.

Die so definierten Lautäußerungen der Zielvogelarten wurden in einem nächsten Schritt in Tonaufnahmen markiert („labeln“) (Abb. 6). Auf diese Weise wurde ein Trainingsdatensatz für das neuronale Netz generiert.

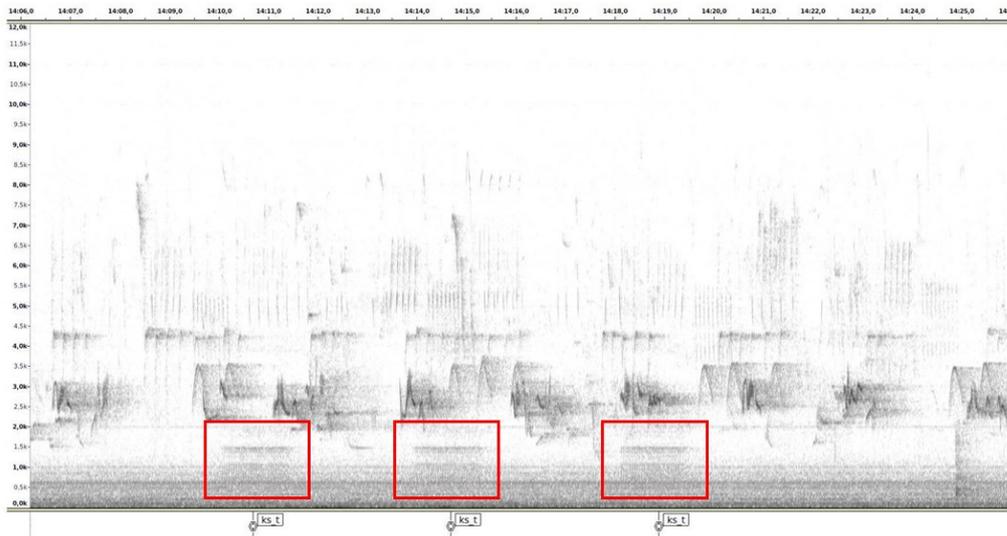


Abb. 6: Trommeln eines Kleinsspechts (rot markiert). Die gesetzten Label, hier „ks_t“, sind gut erkennbar. (Quelle: Arsu/OekoFor)

Ein erster, großer Trainingsdatensatz konnte durch das Labeln von Aufnahmen von Vogelstimmen der frei zugänglichen Plattform www.xeno-canto.org erstellt werden. Diese Plattform ist Teil eines Citizen Sciences Projekts und bietet die Möglichkeit, aufgenommene Vokalisationen von Vögeln hochzuladen. Aus diesem Grund ist die Aufnahmequalität jedoch äußerst variabel und teilweise sehr unterschiedlich (besser oder schlechter) zur Aufnahmequalität der hier entwickelten Rekorder. Eine eindeutige Mustererkennung beim maschinellen Lernen wurde damit erschwert (Abb. 7)

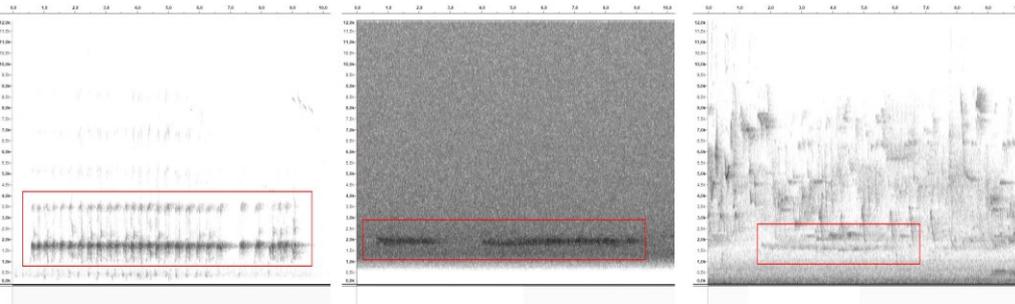


Abb. 7: Unterschiedliche Aufnahmequalitäten am Beispiel des Flugrufes eines Schwarzspechtes (jeweils rot markiert). Die Aufnahme links wurde mit einem Parabolspiegel auf kurze Distanz aufgenommen und hat eine hohe Qualität (starkes Signal zu schwachem Rauschen), die Aufnahme in der Mitte hat eine schlechte Qualität, der Anteil an Hintergrundrauschen ist sehr groß. Beide Aufnahmen stammen von der xeno-canto Plattform. Die Aufnahme rechts stammt aus diesem Projekt und zeigt einen Vorbeiflug eines Schwarzspechtes auf große Distanz mit vielen weiteren singenden Vogelarten im Vordergrund. (Quelle: www.xeno-canto.org und Arsu/OekoFor)

Folglich waren die ersten Bestimmungen der Rekorderaufnahmen durch das neuronale Netz, basierend auf dem Trainingsdatensatz der „xeno-canto“ Daten, noch sehr ungenau. Es konnte aber auf diese Weise nach Rekorderaufnahmen „gefiltert“ werden, die (vermeintliche) Lautäußerungen der Zielvogelarten enthielten. In einem nächsten Schritt konnten diese dann korrigiert werden. Die so korrigierten Aufnahmen wurden wiederum als Trainingsdaten zurückgegeben.

Durch die Wiederholungen dieses Prozesses – Korrigieren von Trainingsdaten und anschließende automatische Bestimmung durch das neuronale Netz – konnte das Modell iterativ verbessert und der Trainingsdatensatz vergrößert werden (Abb. 8).

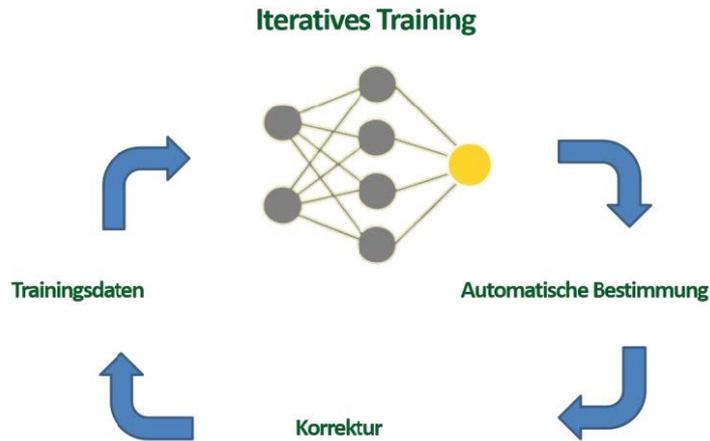


Abb. 8: Iteratives Training zur Verbesserung der automtischen Bestimmung durch das neuronale Netz (Quelle: Arsu/OekoFor)

Für einige Lautäußerungen konnte jedoch kein ausreichend großer Trainingsdatensatz generiert und die Erkennungs-/Bestimmungsrate durch das neuronale Netz nicht genügend verbessert werden. Diese Lautäußerungen wurden bei der finalen Auswertung ausgeschlossen. Tab. 2 zeigt den finalen Trainingsdatensatz.

Tab. 2: Finaler Datensatz für das Training des Neuronalen Netzes.

Art	Lautäußerung	Eigene Daten (Rekorder)	Xeno-canto.org	Gesamt
Buntspecht	Keckern	1.058	0	1.058
	Kixen	4.752	0	4.752
	Trommeln	10.481	0	10.481
Grauspecht	Gesang	2.250	762	3.012
	Trommeln	634	0	634
Grünspecht	Gesang	2.922	437	3.359
Kleinspecht	Gesang	151	224	375
	Trommeln	3.492	482	3.974
Mittelspecht	Gesang	1.113	374	1.487
Schwarzspecht	Gesang	726	121	847
	Warnruf	392	147	539
	Flugruf	769	114	883
	Sitzruf	1.405	508	1.913
Waldschnepfe	Trommeln	417	0	417
	Gesang	1.349	663	2.012
Waldkauz	Gesang	2.568	0	2.568
Hintergrund		47.889	0	47.889

Der Trainingsdatensatz enthielt neben den definierten Lautäußerungen für die Zielvogelarten auch einen großen Anteil an Aufnahmebruchstücken, die als „Hintergrund/ Background“ markiert wurden (Tab. 2). Dazu gehörten Lautäußerungen nicht relevanter Vogelarten (keine Zielvogelart), im Besonderen dann, wenn sie vom Neuronalen Netz fälschlicherweise als Lautäußerung einer Zielvogelart identifiziert wurden. Außerdem wurden als „Hintergrund“ besonders laute, künstliche Ereignisse wie Straßenlärm, Flugzeuge oder auch die Stell- und Betriebsgeräusche von WEA (Abb. 9) sowie auch laute, natürliche Ereignisse (Wind bzw. Sturm und Regen/ Gewitter) gekennzeichnet.

Auffällig ist zudem auch die Verlärmung im Hinblick auf die Distanz zu künstlichen Lärmquellen (WEA und Straßen). Abb. 10 zeigt vier verschiedene Aufnahmen, die in unterschiedlichen Distanzen zur WEA gemacht wurden: In allen vier Aufnahmen ist ein dunkler Balken unterhalb von 2 kHz erkennbar. Er wird von Windgeräuschen sowie einer entfernten Bundesstraße verursacht. Bei 4:15 min und 7:00 min fliegt ein Flugzeug über den Wald (zeitlich begrenzter, dunkler Bereich in den niedrigen Frequenzen in allen vier Aufnahmen). In Aufnahme 1 ist der Lärmpegel einer WEA erkennbar. Er reicht über das gesamte, gezeigte Frequenzspektrum – der Hintergrund ist hier deutlich dunkler grau – und zeigt sich bei bestimmten Frequenzen (horizontale Linien) sowie zu bestimmten Zeitpunkten (sich bewegende Rotorblätter, vertikale Linien). Dieser Lärmpegel ist in 330 m Distanz (Aufnahme 2) noch leicht zu erkennen, in 430 m Distanz (Aufnahme 3) weniger deutlich, in 830 m Distanz (Aufnahme 4) kaum mehr sichtbar. In Aufnahme 3 wurde eine Wildschweinrotte bei der nach Nahrungssuche dokumentiert (graue wolkige Bereiche über ein breites Frequenzspektrum). In Aufnahme 4 sind in der ersten Hälfte deutlich dunkle, scharf abgegrenzte vertikale Linien zwischen 2 kHz und 9 kHz erkennbar, die in der zweiten Aufnahmehälfte langsam verschwinden. Hierbei handelt es sich um Singvögel, die im Laufe der Abenddämmerung aufhören zu singen. Die Gesänge sind bei größerem Lärmpegel (Aufnahme 1 und 2) schwieriger zu erkennen.

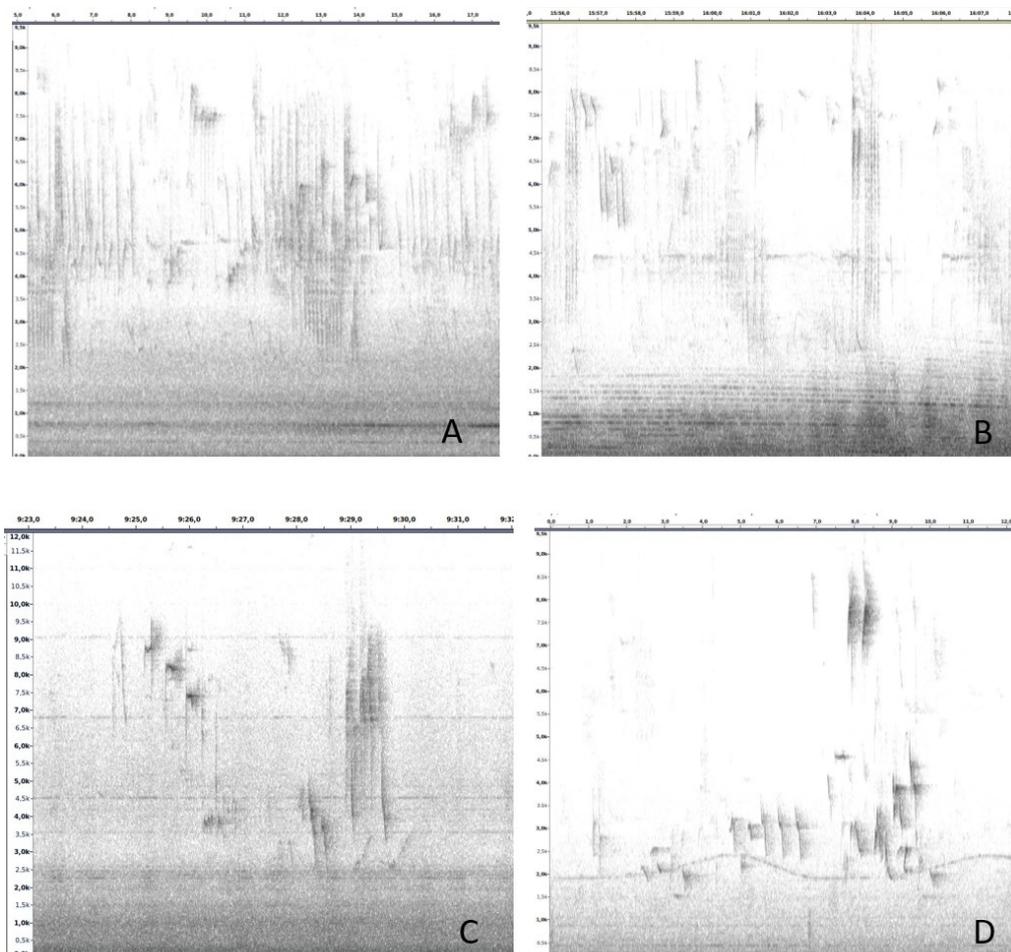


Abb. 9: Beispiele von künstlichen, lauten Hintergrundgeräuschen. A) Straßenlärm; B) Fluglärm; C) und D) WEA Betrieb

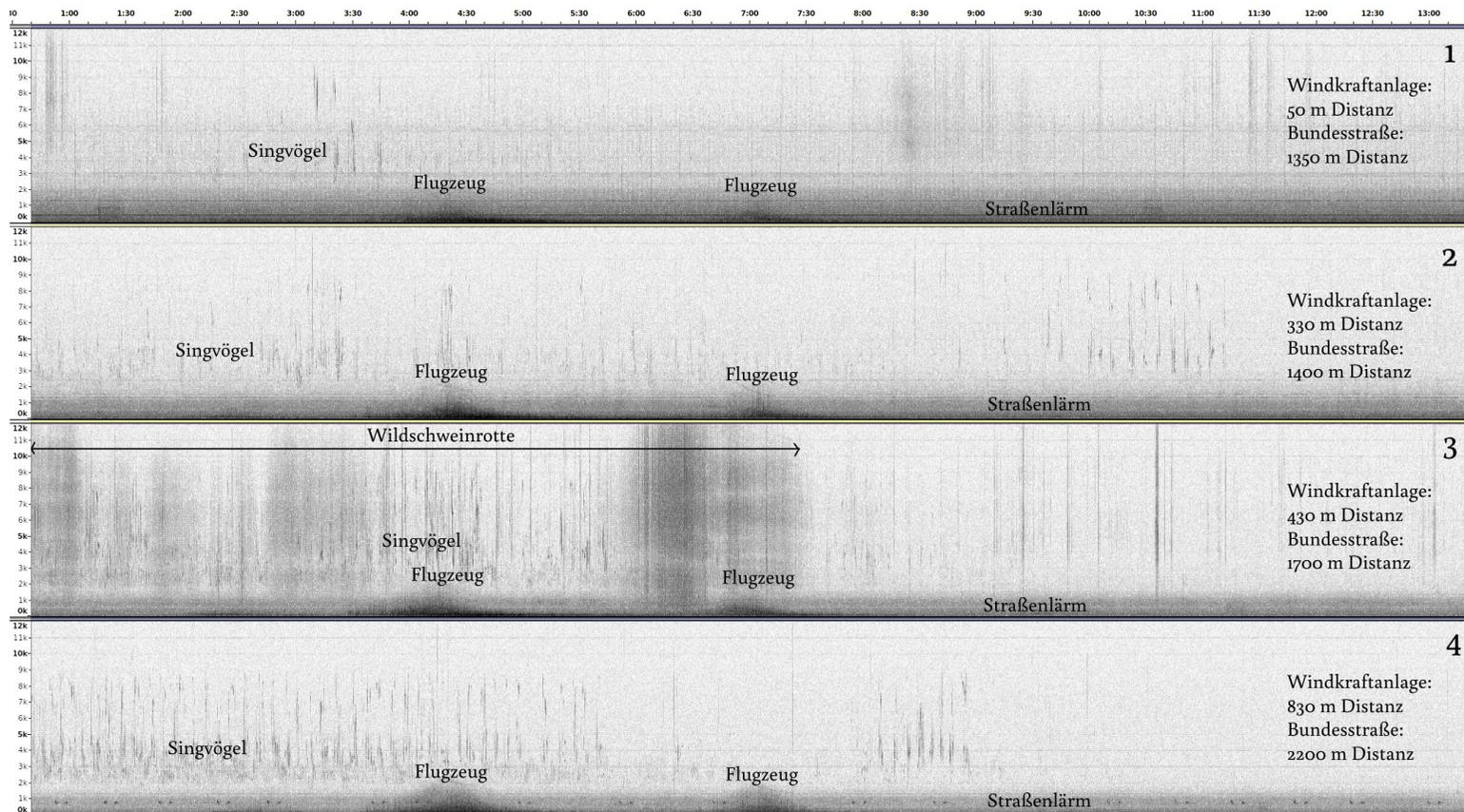


Abb. 10: Zeitgleiche Aufnahme an verschiedenen Rekordern, die den Geräuschpegel und Verlärmungen im Wald zeigt, wobei die Distanz zur WEA in den Spektrogrammen von oben nach unten zunimmt.

4.2.2 Datenvorbereitung

4.2.2.1 Spektrogrammberechnung

Für das Training des Neuronalen Netzes wurden zunächst aus den in den Audiodateien markierten Rufen der Zielarten Spektrogramme berechnet. Hierfür wurden die Audiodateien in drei Sekunden lange Stücke zerschnitten, sodass jede dieser kurzen Dateien einen Ruf enthielt. Mittels eines Bandpassfilters wurden nicht relevante Frequenzen unter 500 Hz entfernt.

Die Berechnung der Spektrogramme erfolgte mittels einer Kurzzeit-Fourier-Transformation (englisch short-time Fourier transform, kurz STFT) mit einer Fensterbreite von 18,3 ms und 50% Überlappung sowie 512 Frequenzbändern. Darüber hinaus wurde das Frequenzspektrum mit Hilfe einer Mel-Skala mit 100 Dreiecksfiltern komprimiert und das Amplitudenspektrum mittels Per-channel energy normalization (PCEN) transformiert. Hieraus ergaben sich für jeden Ruf ein Bild mit einer festen Anzahl an Pixeln (100 Pixel hoch x 512 Pixel breit).

4.2.2.2 Datenerweiterung

Neuronale Netze profitieren von einer großen Vielfalt an Beispielen, die möglichst die Variation der zu erwartenden Gegebenheiten in der Anwendung abdecken. Durch Datentransformation können neuronale Netze beim Training auf ungesehene Variationen der Vogelgesänge vorbereitet werden und damit eine bessere Generalisierung in der Erkennung erreichen.

Eine Methode ist die Maskierung von Pixeln des Zeit-, oder Frequenzbereichs (Park et al. 2019), die auch in der vorliegenden Untersuchung angewendet wurde. Hierzu wurden etwa 10 % der Frequenzbänder oder der Zeitintervalle eines Spektrogramms auf Null gesetzt und zusätzlich zum originalen Bild abgespeichert.

4.2.3 Neuronales Netz

Für die Implementierung von maschinellem Lernen haben wir das Open-Source-Tool TensorFlow (Google Brain Team) verwendet. TensorFlow ist ein Framework (Programmiergerüst), welches speziell auf die Implementierung von maschinellem Lernen ausgelegt ist und mit dessen Hilfe ein eigenes künstliches, neuronales Netz entwickelt wurde.

Zur Klassifikation der Spektrogramme wurde ein – üblicherweise zur Bilderkennung verwendetes - Convolutional Neural Network (kurz: CNN, deutsch: faltendes neuronales Netzwerk) trainiert. Das CNN bestand aus einem ersten Input Layer mit 16 Filtern der Größe 2x8 und einem Max-Pooling Layer der Größe 2x2 sowie einer Schrittweite von 2. Darauf folgten drei gleiche Blöcke mit jeweils einem Convolutional Layer der Größe 2x4 mit 32 Filtern und der Aktivierungsfunktion ReLU (Rectified linear unit) deren Ausgabe normalisiert (Batch Normalisation) und danach wieder reduziert (Max-Pooling, Größe 2x2, Schrittweite 2) wurde. Daraus resultierten zwei Fully-Connected Layers mit 1024 und 512 Einheiten respektive, jeweils gefolgt von einem Drop-Out Layer mit einer Rate von 0.25.

Zur letztendlichen Klassifikation wurde schließlich ein Fully-Connected Layer mit Softmax-Funktion verwendet. Das neuronale Netz wurde mit einer Batch Größe von 55 für 100 Epochen mit dem Optimierungsalgorithmus ADAM trainiert.

5 Arbeitspaket 3 – Durchführung der Felduntersuchungen

5.1 Methodik

5.1.1 Untersuchungsgebiete

5.1.1.1 Überblick und Auswahlkriterien

Die für die beiden Erfassungsjahre 2019 und 2020 ausgewählten elf Untersuchungsgebiete befinden sich in den Bundesländern Rheinland-Pfalz, Saarland und Hessen. Die Standortbezeichnungen wurden anonymisiert und jeweils mit einem Bundeslandkürzel sowie fortlaufender Nummer versehen.

Die Untersuchungen erfolgen in elf bestehenden Windparks. Der Auswahl der Untersuchungsgebiete liegen folgende Überlegungen zugrunde:

- Die Windparks sollen in ausreichend großen Waldflächen liegen, so dass ein Impact-Gradient-Design bis ca. 1.000 m Entfernung möglich ist.
- Die Waldflächen sollten einen möglichst hohen Bestand der Zielarten dieses Vorhabens (Spechte, Waldschnepfe, Eulen) bzw. ein entsprechendes Habitatpotenzial aufweisen.
- Es sollte sich um nicht zu alte Windparks handeln, die möglichst aktuelle Anlagendimensionen aufweisen (Höhe, Rotordurchmesser).

Hiervon ausgehend sind zwei Vorgehensweisen für die Vorauswahl geeigneter Untersuchungsgebiete möglich:

1. Auswahl anhand vorhandener Daten zum Vogelbestand (Spechte, Eulen, Waldschnepfe), die aus den Erhebungen vor Errichtung der Windparks stammen;
2. Auswahl anhand des Habitatpotenzials ohne Vorkenntnisse zum Vogelbestand (Ableitung aus Luftbildern).

Für die Auswahl der Untersuchungsgebiete für 2019 und 2020 ist eine Kombination aus beiden Vorgehensweisen zum Einsatz gekommen. Für sechs Untersuchungsgebiete, die anhand der oben aufgeführten Kriterien in die engere Auswahl gelangt sind, konnte auf einen Pool an Gutachten der Firma juwi AG zugegriffen werden, in denen die Bestandserfassungen vor Errichtung der jeweiligen Windparks (mindestens in Teilbereichen) dokumentiert sind. Für deren Auswahl wurden für das erste Untersuchungsjahr (2019) sieben Gebiete einer engeren Auswahl im Rahmen von Gebietsbegehungen im Oktober 2018 hinsichtlich ihrer tatsächlichen Habitateignung - insbesondere für Spechte - überprüft. Die Vorauswahl der Gebiete für das zweite Erfassungsjahr (2020) erfolgte ausschließlich anhand des Habitatpotenzials, ohne Vorkenntnisse zum Vogelbestand zu haben (Ableitung aus Luftbildern). Im Oktober 2019 wurde zur Überprüfung der Eignung in sechs weiteren potenziellen Untersuchungsgebieten abermals eine Habitatstrukturkartierung durchgeführt.

Zuvor erfolgte anhand von Luftbildern und Vorkenntnissen zum Vorkommen der Zielarten sowie unter Berücksichtigung der erteilten bzw. teilweise versagten Genehmigungen der Waldbesitzer eine erste Festlegung möglicher Standorte der 20 Rekorder. Im Gelände wurden dann in einem Radius von 300 m um die geplanten Rekorder-Standorte (entspricht ca. der doppelten erwarteten Aufnahmereichweite) Parameter zur Habitateignung der verschiedenen Spechtarten aufgenommen (Tab. 3, Abb. 11). Auch eine Beurteilung der Habitateignung für Eulen und Waldschnepfen lässt sich mit den aufgenommenen Parametern weitestgehend vornehmen. Entscheidende Faktoren für die Eignung als Untersuchungsgebiet sind insbesondere das Vorkommen von mittleren bis älteren Laub(misch)wäldern (z. T. auch Nadel(misch)wäldern) mit Bäumen von mind. mittlerem BHD, das Vorkommen von mindestens

schwachem, stehendem und liegendem Totholz (über 20 cm Durchmesser) sowie lockere, lichte Bestände ohne flächigen Jungwuchs darunter.

Tab. 3: Parameter bei der Habitaterfassung

Feldbezeichnung	Werte (Beispiele)	Bemerkung
Biotoptyp	Laub(misch)holzforste eingeführter Baumarten - mittlere Ausprägung	nach bundesweiter Liste gemäß BMU (2013)
Baumarten	Roteiche	Mehrfachnennung möglich, hier ggf. Angabe von strukturbildenden Baumarten (z. B. bei Mischwäldern), welche nicht aus der Biotoptypenbezeichnung hervorgehen
Brusthöhendurchmesser	geringes Baumholz (14 bis 38 cm) mittleres Baumholz (38-50 cm)	Mehrfachnennung möglich, insbesondere wenn strukturbildende Bäume in Bezug auf den BHD große Unterschiede aufweisen, daraus Altershomogenität bzw. -heterogenität ableitbar
Bestandsdichte/Lichtungen	lockerer Bestand	Mehrfachnennung möglich
Totholz	schwaches Totholz	Mehrfachnennung möglich
Zusatzcodes	alte Baumstubben	Mehrfachnennung möglich
Bemerkungen	-	

Vor den Ortsbesichtigungen wurden möglichst homogen aussehende Waldflächen (und Kahlschläge/Lichtungen etc.) anhand von Luftbildern abgegrenzt und anschließend vor Ort überprüft, der Richtwert für die Mindestgröße einer untersuchten Teilfläche betrug 2500 m². Die Überprüfung der abgegrenzten Teilflächen erfolgte stichprobenartig; es wurden zwar (fast) alle Teilgebiete vor Ort besichtigt, jedoch aus Zeitgründen nicht vollständig abgelaufen, sondern nur entlang von Transekten beurteilt. Dementsprechend ist es möglich, dass beispielsweise Totholz in einer Fläche vorkommt, obwohl es nicht erfasst wurde. Dennoch ist davon auszugehen, dass die Ableitung der Eignung einer Teilfläche als Spechthabitat - in Kombination aus den verschiedenen Parametern - ausreichend möglich ist. Angaben zur Ausprägung des Biotoptyps (jung, mittel, alt), zum Brusthöhendurchmesser (BHD) der Bäume oder der Bestandsdichte beziehen sich immer auf die wesentlichen Elemente einer Teilfläche. Wenn einzelne dünne Baumstämme (BHD < 30 cm) vorkommen, der Großteil jedoch einen mittleren (30-50 cm) oder starken (50-80 cm) Brusthöhendurchmesser hat, werden somit nur letztere angegeben. Anders hingegen bei Altholzinseln innerhalb einer Jungwuchsfläche, diese wurden separat aufgeführt, da sie für Spechte und Eulen von besonderer Relevanz sein könnten.

Habitaterfassung - Objektattribute

Biotoptyp

Baumart

- Bergahorn
- Buche
- Douglasie
- Erle
- Esche
- Feldahorn
- Fichte
- Hainbuche
- Kanadische Hemlock

BHD

- geringes Baumholz (14 bis 38 cm)
- mittleres Baumholz (38-50 cm)
- sehr starkes Baumholz (ü 80 cm)
- starkes Baumholz (ü 50 cm)

Lichtungen

- dichter Bestand
- größere Lichtungen vorhanden
- kleine Lichtungen vorhanden
- lichter Bestand
- lockerer Bestand

Totholz

- kein bis wenig Totholz
- schwaches Totholz, liegend (BHD ü 20 cm)
- schwaches Totholz, stehend (BHD ü 20 cm)
- starkes Totholz, liegend (BHD ü 50 cm)
- starkes Totholz, stehend (BHD ü 50 cm)

extra_Code

- alte Baumstubben
- Altholzinseln
- dichte Krautschicht
- Großhöhlen vorhanden
- reich an Baumhöhlen
- strauchreich

Bemerk

Abb. 11: Beispielhafte Ansicht der Eingabemaske für die digitale Habitaterfassung

Basierend auf den beschriebenen Auswahlkriterien konnten für die Erfassungen 2019 fünf Windparks und für die Erfassungen 2020 sechs Windparks ausgewählt werden. Die Untersuchungsgebiete befinden sich in den Bundesländern Rheinland-Pfalz, Saarland und Hessen. Die Abb. 12 gibt einen Überblick über die Lage aller elf Windparkstandorte in Deutschland.

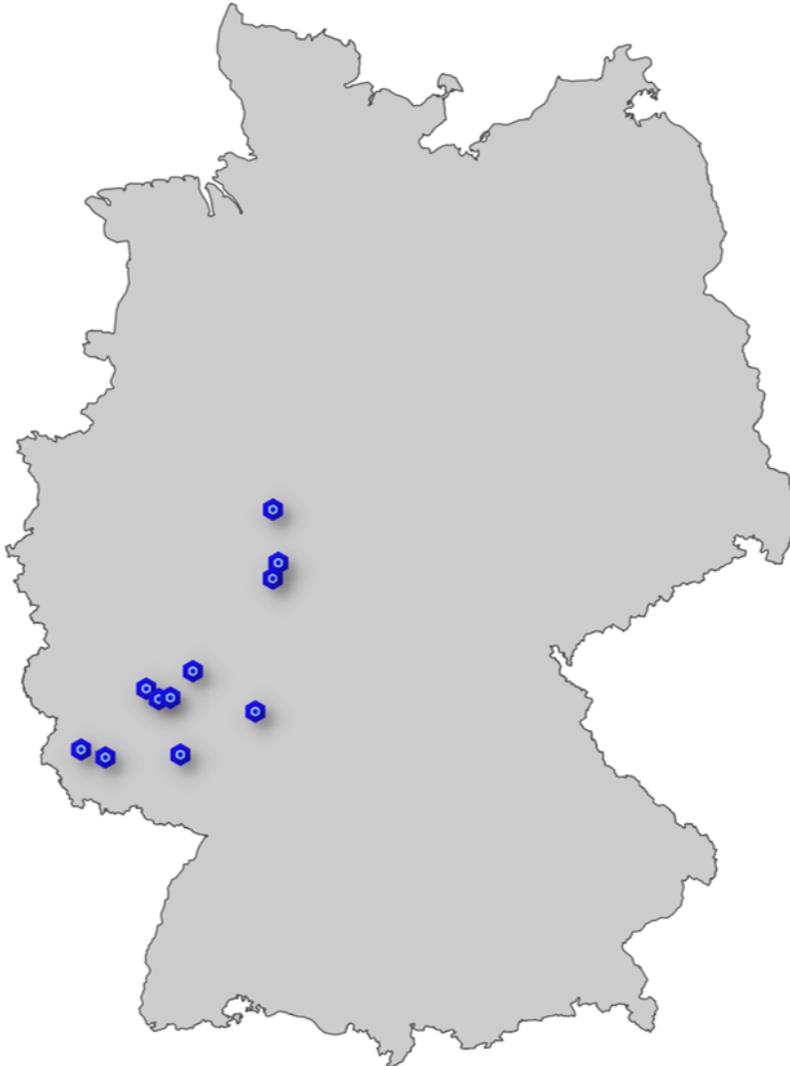


Abb. 12: Überblick über die Lage der Untersuchungsgebiete bzw. der gewählten Windparks in Deutschland.

Die nachfolgend dargestellte Verteilung der tatsächlichen Rekorder-Standorte zeigt, dass nicht immer die ursprünglich geplanten Standorte bei der Aufhängung der Geräte eingehalten werden konnten. Teilweise mussten die Aufhängungsorte bis zu mehrere hundert Meter verschoben werden, da die örtlichen Gegebenheiten keine Anbringung erlaubten (z. B. zu dichter Baumbestand, Forstarbeiten). Dies führt im Umfeld der tatsächlichen Rekorder-Standorte zu einer teilweise unvollständigen Abdeckung der Habitaterfassung, welche jedoch noch mittels Luftbildanalyse nachgearbeitet wurde (in HE-2 mit Geländebegehung). Detailangaben beispielsweise zum Totholz sind in diesen Abschnitten entsprechend unberücksichtigt geblieben.

5.1.1.2 Standort 1: RP-1

Der Standort RP-1 zeichnet sich durch eine sehr abwechslungsreiche Waldstruktur aus, es kommen sowohl verschiedene Laub-, als auch Nadel(-misch)wälder unterschiedlichen Alters vor (Abb. 13 und Abb. 14), in denen auch stehendes und liegendes Totholz unterschiedlicher Stärke vorhanden ist. Dazwischen liegen eingestreut offenere Bereiche (Ruderalfluren, Kahlschläge, Grünland etc.). Das Vorkommen verschiedener Spechtarten (sowie Waldkauz und Waldschnepfe) ist durch Voruntersuchungen bereits bekannt und durch die Gebietsbegehung zur Habitaterfassung in 2018 konnte eine durchaus beträchtliche Spechtaktivität (Bunt-, Grau-, Grün-, Klein-, Mittel- und Schwarzspecht) bestätigt werden. Es kommen an mehreren Stellen im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

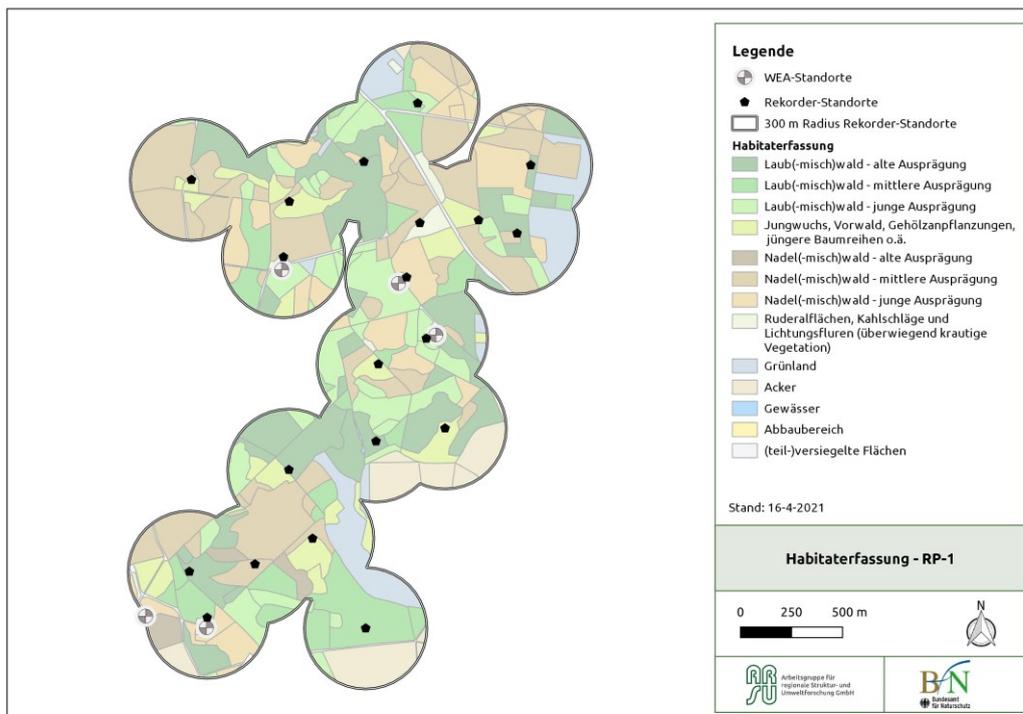


Abb. 13: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 1: RP-1 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 14: Eindrücke vom Gebiet RP-1: Buchen- und Nadel(misch)wälder unterschiedlicher Ausprägung (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.3 Standort 2: RP-2

Der Standort RP-2 ist ebenfalls durch eine abwechslungsreiche Waldstruktur mit verschiedenen Laub-, und Nadel(misch)wäldern unterschiedlichen Alters charakterisiert, mit vielfach lockerer bis lichter Bestandsdichte (Abb. 15 und Abb. 16). Es gibt größere Waldabschnitte, die reich an schwachem bis starkem, stehenden und liegenden Totholz sind und nur teilweise dichten Unterwuchs besitzen. Das Vorkommen verschiedener Spechtarten (inkl. Wendehals, sowie Waldkauz, Waldohreule) ist durch Voruntersuchungen bereits bekannt und durch die Gebietsbegehung zur Habitaterfassung in 2018 konnte ebenfalls eine rege Spechtaktivität (Bunt-, Grau-, Grün-, Klein-, Mittel- und Schwarzspecht) bestätigt werden. Es kommen an mehreren Stellen im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

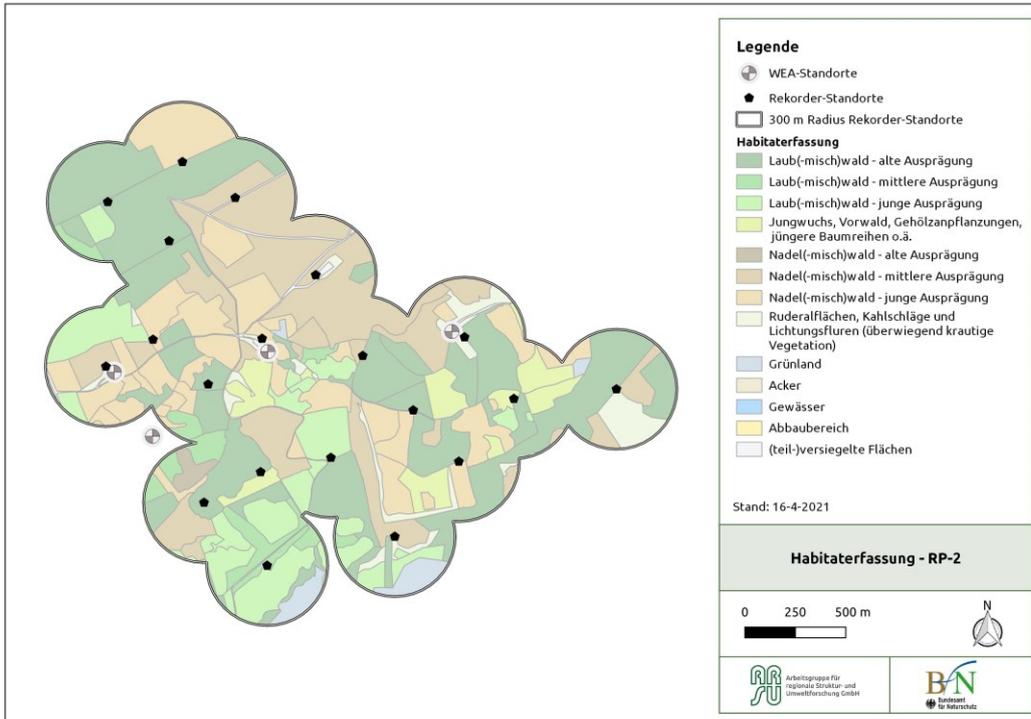


Abb. 15: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 2: RP-2 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 16: Eindrücke vom Gebiet RP-2: Buchen(misch)- und Eichen-Hainbuchenwälder unterschiedlicher Ausprägung, z. T. mit Lichtungen, z. T. mit starkem stehendem Totholz (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.4 Standort 3: SL-1

Das Gebiet SL-1 setzt sich zu großen Teilen aus lichten bis lockeren Buchen(misch)wäldern mittlerer bis älterer Ausprägung (z. T. mit großflächig dichtem Unterwuchs) und dichteren Nadel(misch)wäldern zusammen (Abb. 17 und Abb. 18). Es gibt verteilt im Gebiet Bereiche mit Totholzvorkommen (meist schwaches, 20-50 cm im Durchmesser). Aus den Voruntersuchungen der Windparkplanung liegen keine Informationen zu Spechten vor (Vorkommen mehrerer Waldkäuze und Waldschneppen bekannt), bei der Ortsbesichtigung zur Habitaterfassung in 2018 konnten allerdings Grün-, Schwarz und Buntspecht festgestellt werden. Es kommen verteilt im Gebiet einige geeignete Brut- und Nahrungshabitate für verschiedene Spechtarten vor.

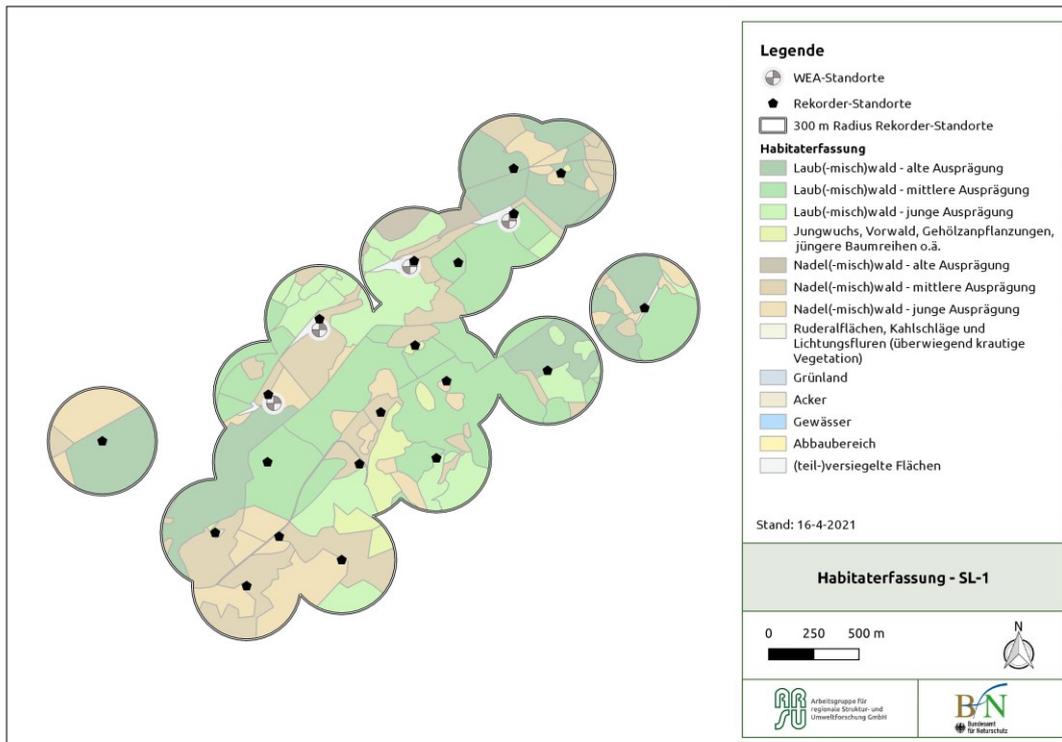


Abb. 17: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 3: SL-1 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 18: Eindrücke vom Gebiet SL-1: Buchen- und Nadel(misch)wälder unterschiedlicher Ausprägung, z. T. strauchreich, z. T. mit liegendem Totholz (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.5 Standort 4: HE-1

Der Standort HE-1 ist durch eine abwechslungsreiche Waldstruktur mit verschiedenen Laub-, und Nadel(misch)wäldern unterschiedlichen Alters gekennzeichnet, auf größerer Fläche finden sich ältere Eichen-Hainbuchenwälder sowie ältere Buchen(misch)wälder (Abb. 19 und Abb. 20). Vielfach sind die Bestände relativ dicht, werden aber oft durch Lichtungen unterbrochen. Mindestens schwaches liegendes Totholz findet sich in den meisten Waldbereichen, in vielen Bereichen konnte dazu auch stehendes Totholz festgestellt werden. Ein reiches Spechtvorkommen ist bereits aus Voruntersuchungen bekannt (sowie Waldkauz) und konnte durch die Gebietsbegehung zur Habitaterfassung in 2018 ebenfalls bestätigt werden (viele Mittelspechte, außerdem Bunt-, Grün-, Klein- und Schwarzspecht). Es kommen großflächig im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

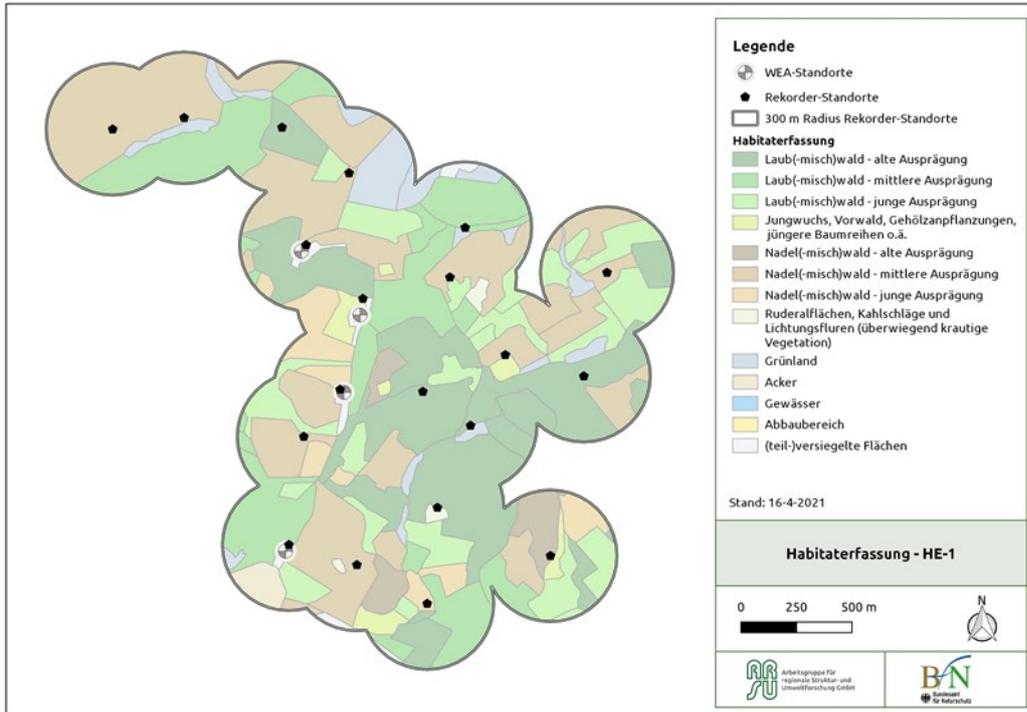


Abb. 19: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 4: HE-1 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 20: Eindrücke vom Gebiet HE-1: Buchen(misch)- und Eichen-Hainbuchenwälder unterschiedlicher Ausprägung, z. T. mit starkem stehenden bzw. schwachem liegenden Totholz, z. T. strauchreich, z. T. durch schmales Grünland unterbrochen (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.6 Standort 5: HE-2

Der Standort HE-2 ist insbesondere durch artenreiche Laub(misch)wälder unterschiedlicher Struktur geprägt, dazwischen kommen einzelne Nadel(misch)bestände vor (Abb. 21 und Abb. 22). Bereiche mit dichtem Jungwuchs wechseln sich mit älteren, lockeren Baumbeständen und einigen Lichtungen ab. Insbesondere in den Laub(misch)wäldern findet sich fast überall mindestens schwaches liegendes Totholz, häufig dazu auch schwaches bis starkes stehendes Totholz. Ein reiches Spechtvorkommen ist bereits aus Voruntersuchungen bekannt (sowie Waldkauz, Waldschnepfe) und konnte durch die Gebietsbegehung zur Habitaterfassung in 2018 ebenfalls bestätigt werden (viele Mittelspechte, außerdem Bunt-,

Grün-, Klein- und Schwarzspecht). Es kommen an vielen Stellen im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

An diesem Standort wurde 2019 neben der akustischen Erfassung mit Rekordern auch eine exemplarische, intensive Kartierung von Spechten vor Ort durchgeführt (siehe Kap. 4.1.3).

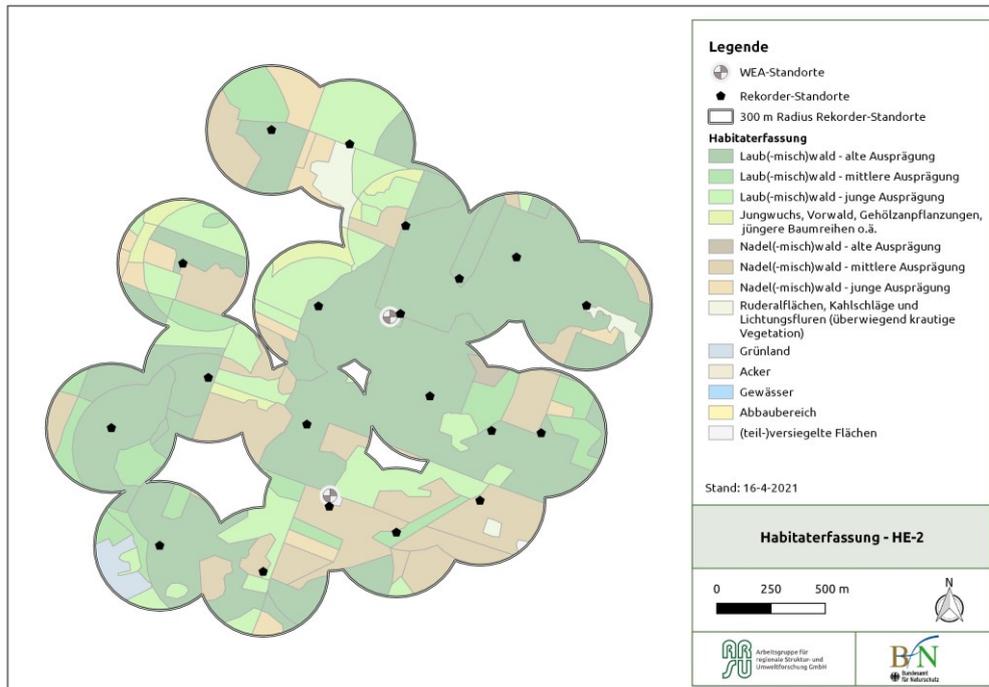


Abb. 21: Rekorderstandorte und Habitaterfassung am Standort 5: HE-2 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 22: Eindrücke vom Gebiet HE-2: Laub(misch)wälder unterschiedlicher Ausprägung, z. T. durch größere Lichtungsfluren unterbrochen sowie Altholzinsel umgeben von Jungwuchs (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.7 Standort 6: RP-3

Der Standort RP-3 zeichnet sich durch eine abwechslungsreiche Waldstruktur aus, es kommen vor allem verschiedene Laub-, aber auch Nadel(-misch)wälder unterschiedlichen Alters vor, in denen auch stehendes und liegendes Totholz geringer Stärke (bis 50 cm Durchmesser) vorhanden ist (Abb. 23 und Abb. 24). Bei der Gebietsbegehung konnten z. T. bereits mehrere Bunt-, Mittel-, Grün- und Schwarzspechte registriert werden. Es kommen an vielen Stellen im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor, auch im direkten Umfeld der WEA.

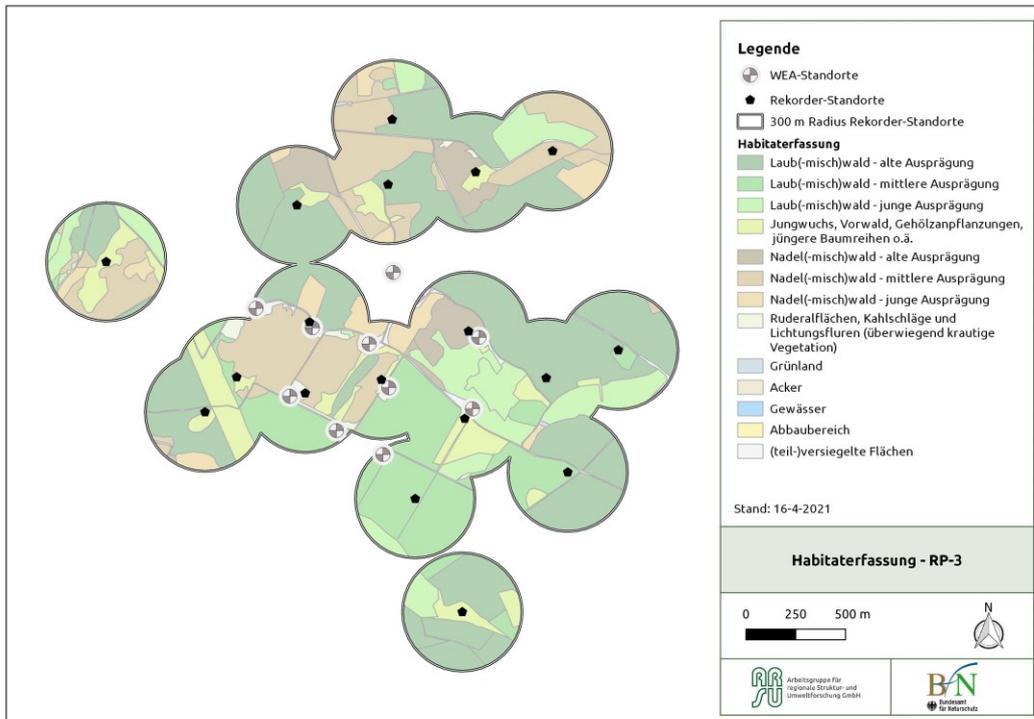


Abb. 23: Habitaterfassung am Standort 6: RP-3 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 24: Eindrücke vom Gebiet RP-3: Eichen-, Buchen- und Nadel(misch)wälder unterschiedlicher Ausprägung (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.8 Standort 7: RP-4

Der Standort RP-4 ist ebenfalls durch eine abwechslungsreiche Waldstruktur gekennzeichnet (Abb. 25 und Abb. 26). Großflächig kommt mittelalter bis alter Laub(misch)wald vor, beides auch im Umfeld der WEA. Sowohl stehendes als auch liegendes Totholz unterschiedlicher Stärken ist vorhanden. Am Rand des 1000 m Radius schließt in mehrere Richtungen Offenland an. Bei der Gebietsbegehung konnten vor allem mehrere Mittel- und Grünspechte beobachtet werden, aber auch Bunt- und Schwarzspecht wurden festgestellt. Es kommen an mehreren Stellen im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

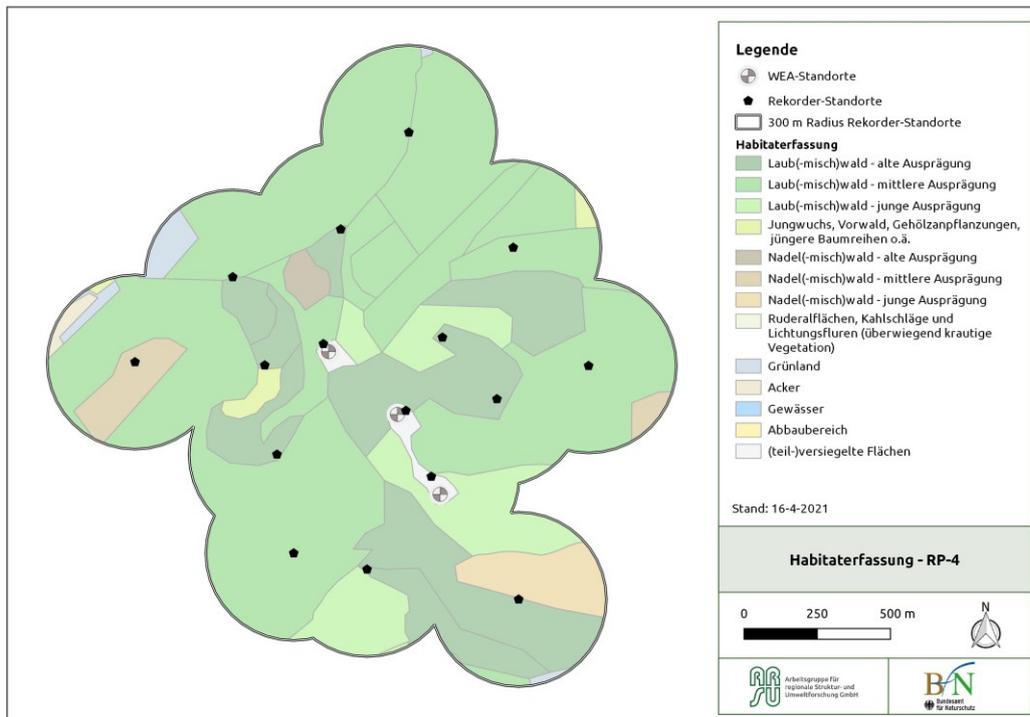


Abb. 25: Habitaterfassung am Standort 7: RP-4 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 26: Eindrücke vom Gebiet RP-4: Buchen(misch)-, und Eichen-Hainbuchenwälder unterschiedlicher Ausprägung (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.9 Standort 8: SL-2

Am Standort SL-2 ist eine besonders abwechslungsreiche Waldstruktur sowie Baumartenzusammensetzung mit schwachen liegendem und stehendem Totholz (bis 50 cm Durchmesser) vorzufinden (Abb. 27 und Abb. 28). Drei von vier WEA stehen innerhalb von alten Laub(misch)waldbeständen. Viele Mittelspechte wurden bei der Gebietsbegehung festgestellt, darüber hinaus auch Bunt- und Schwarzspechte. Es kommen großflächig im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

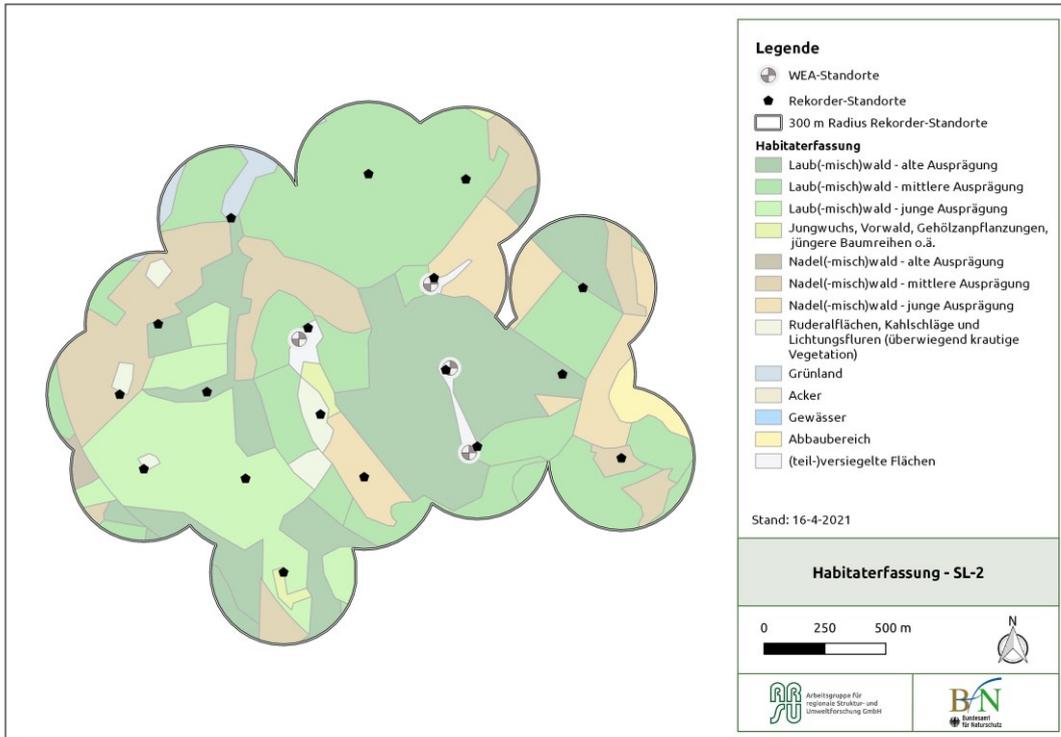


Abb. 27: Habitaterfassung am Standort 8: SL-2 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 28: Eindrücke vom Gebiet SL-2: Laub- und Nadel(misch)wälder unterschiedlicher Ausprägung, teilweise totholzreich und mit (ehemaliger) Niederwaldnutzung (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.10 Standort 9: HE-3

Das Gebiet HE-3 setzt sich im Wesentlichen aus mittlerem bis älterem Laub(misch)wald und mittlerem Nadel(misch)wald zusammen (Abb. 29 und Abb. 30). Es kommt in vielen Teilen schwaches, stehendes Totholz (bis 50 cm Durchmesser) vor, vereinzelt auch starkes Totholz. Teilbereiche wurden kürzlich stark durchforstet. Das Vorkommen von Mittel-, Grün- und Schwarzspecht konnte vor Ort bestätigt werden. Es kommen in mehreren Teilbereichen im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

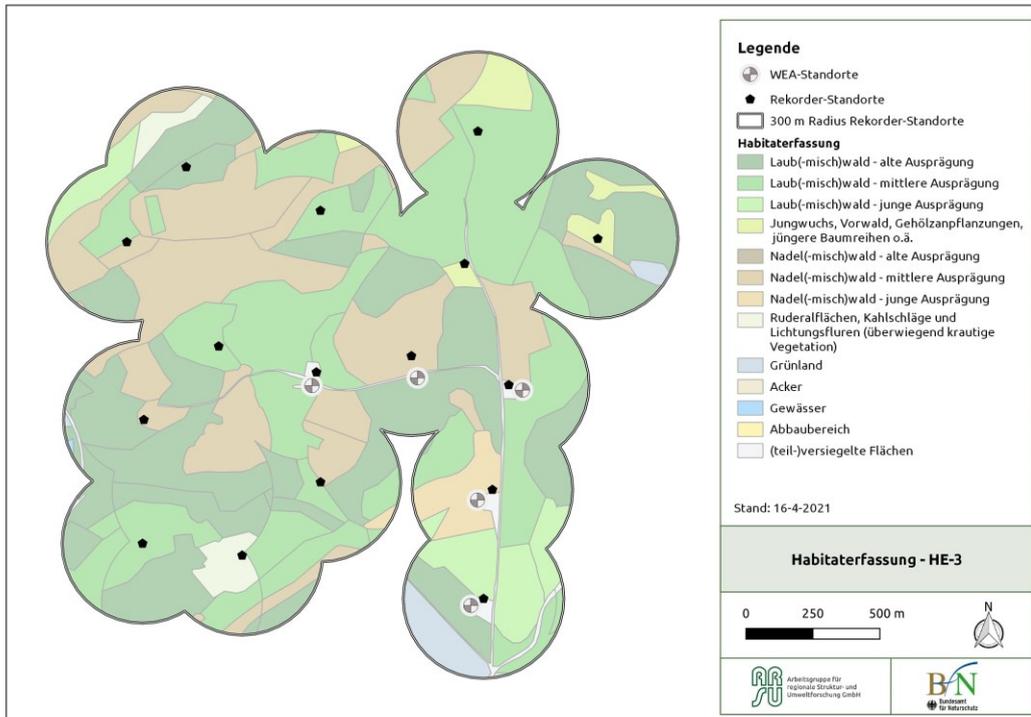


Abb. 29: Habitaterfassung am Standort 9: HE-3 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 30: Eindrücke vom Gebiet HE-3: Buchen- und Nadel(misch)wälder unterschiedlicher Ausprägung, teilweise intensiver frischer Holzeinschlag (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.11 Standort 10: HE-4

Das Gebiet HE-4 besteht zu großen Teilen aus mittleren bis älteren Buchenwäldern; letztere häufig mit Schirmschlag, d. h. Altbäume stehen licht und gleichmäßig verteilt, darunter dichte Jungbestände (Abb. 31 und Abb. 32). Solche Bereiche wechseln sich mit lockeren Baumbeständen und einigen Lichtungen ab. Dazu findet sich in vielen Teilflächen schwaches liegendes und stehendes Totholz (bis 50 cm Durchmesser). In den Randbereichen des 1000 m Radius grenzt bereits das Offenland mit hauptsächlich Ackerfläche an. Bei der Gebietsbegehung konnten bereits Bunt-, Grün- und Schwarzspechte festgestellt werden. Es kommen an mehreren Stellen im Gebiet verteilt geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

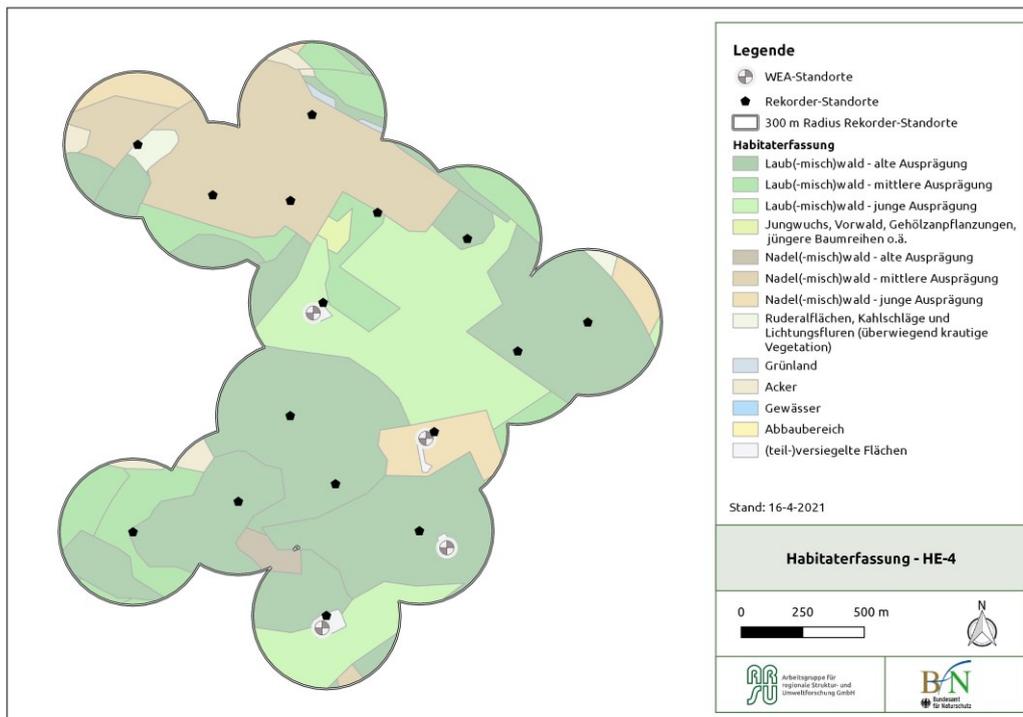


Abb. 31: Habitaterfassung am Standort 10: HE-4 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 32: Typischer Buchen(misch)wald im Gebiet HE-4 mit jungem Unterwuchs (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.1.12 Standort 11: HE-5

Der Standort HE-5 ist insbesondere durch artenreiche Laub(misch)wälder unterschiedlicher Struktur geprägt, dazwischen kommen einzelne Nadel(misch)bestände vor (Abb. 33 und Abb. 34). Größere Kahlschlag-/ bzw. Windwurfflächen an ehemaligen Nadelwaldstandorten zeugen von stärkerem Borkenkäferbefall in dem Gebiet. Während der Gebietsbegehung wurden weitere Fichtenentnahmen durchgeführt. Insbesondere in den Laub(misch)wäldern findet sich fast überall mindestens schwaches liegendes Totholz, häufig dazu auch schwaches bis starkes stehendes Totholz. Ein reiches Spechtvorkommen konnte durch die Gebietsbegehung bestätigt werden (Bunt-, Grau-, Grün-, Mittel- und Schwarzspecht). Es kommen an vielen Stellen geeignete Brut- und Nahrungshabitate für die verschiedenen Spechtarten vor.

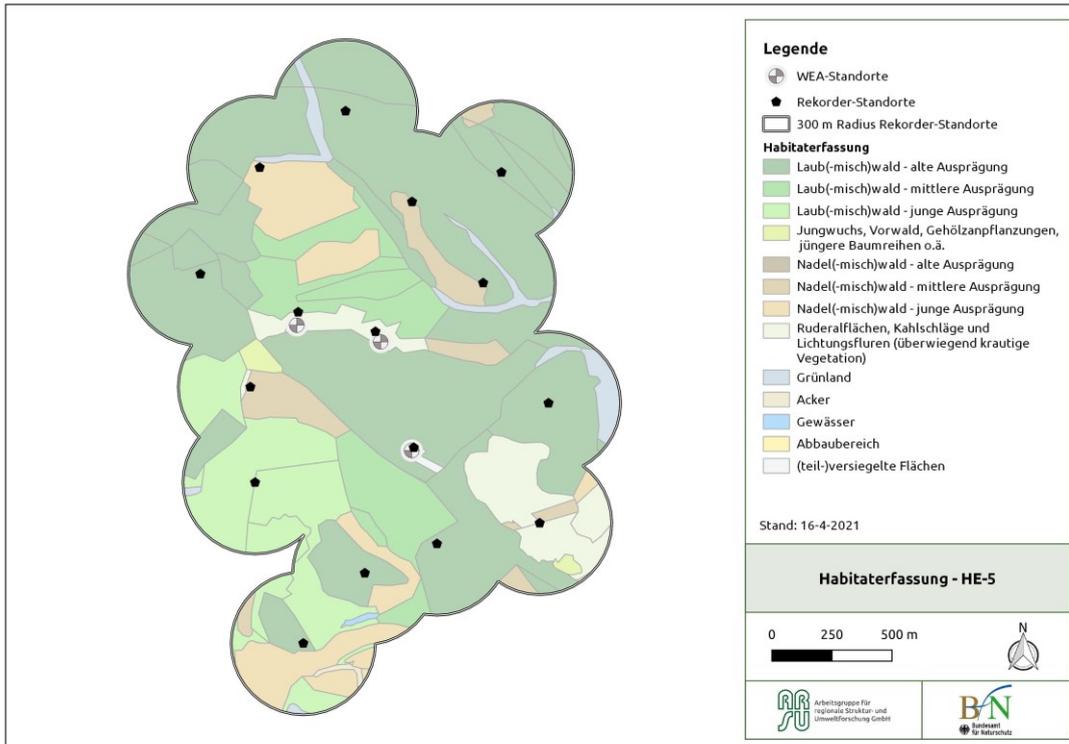


Abb. 33: Habitaterfassung am Standort 11: HE-5 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 34: Eindrücke vom Gebiet HE-5: Nadel(misch)wälder teils mit großen Kahlschlägen/Windwürfen, großflächig ältere und teils totholzreiche Buchen(misch)wälder (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.1.2 Spechtkartierung

Zur Ergänzung der automatisierten akustischen Erfassung wurden 2019 am Standort HE-2 exemplarisch Kartierungen von Spechten durchgeführt. Diese sollten dazu dienen, die Reviere bzw. die konkreten Brutstandorte (besetzte Höhlen) der Spechte vor Ort zu erfassen und möglichst genau einzugrenzen, um sie in Bezug mit den Ergebnissen der akustischen Erfassungen setzen zu können. Es wurde die Artengruppe der Spechte ausgewählt, da bei diesen die tatsächlichen Brutstandorte tendenziell leichter zu finden bzw. sich häufig enger eingrenzen lassen, als bei den anderen Zielarten des Forschungsprojektes (Waldschnepfe, Eulenarten), für die ein wesentlich größerer Erfassungsaufwand nötig geworden wäre.

Zur Erfassung wurde ein wesentlich zeitaufwändigeres Vorgehen gewählt, als es die Vorgaben zur Revierkartierung nach Südbeck et al. (2005) erfordern:

Die Erfassung des Brutvogelbestands der Spechte erfolgte an 15 Terminen (fünf Blöcke á zwei bis sechs Tage) im Zeitraum von Anfang März bis Mitte Juni 2019 mit jeweils zwei Personen bei möglichst günstigen Witterungsbedingungen (Tab. 4). In der ersten Märzhälfte gab es allerdings anhaltend starken Wind und teilweise Schauer. Alle Spechtarten wurden punktgenau mit Verhaltensweisen erfasst. Baumhöhlen wurden mit GPS-Geräten eingemessen, sofern eine aktuelle Nutzung durch Spechte in Betracht kam (frisch gezimmert,

Spechtaktivität an der Höhle). Die Erfassung erfolgte komplett zu Fuß, wobei vorhandene Wege genutzt wurden, aber ebenfalls auch Transekte durch die Waldbestände gelaufen wurden.

Die Kartierungen fanden größtenteils vormittags ca. ab Sonnenaufgang bis mittags statt, an einigen Terminen wurden auch noch die Abendstunden bis Sonnenuntergang genutzt.

Klangattrappen wurden vor allem bei dem ersten Terminblock Anfang März genutzt und nur für diejenigen Arten, für die gemäß Südbeck et al. (2005) der Einsatz als „notwendig“ eingestuft wird (Grau- und Mittelspecht). Durch die deutlich längeren Aufenthaltszeiten im Gebiet im Vergleich zu standardmäßigen Revierkartierungen konnten die beiden Arten i. d. R. bereits ohne Attrappe rufend festgestellt werden, so dass sie nicht mehr gelockt werden mussten. Damit konnten auch Nachzieheffekte der Spechte zu den Klangattrappen-Abspielorten vermieden werden. In isolierten Bereichen, wo das Vorkommen von Grau- oder Mittelspechten zwar erwartet, aber nicht nachgewiesen wurde, kamen vereinzelt auch bei allen weiteren Terminen Klangattrappen zum Einsatz.

Das Untersuchungsgebiet umfasste die 300 m Radien um die Rekorderstandorte, es wurde in zwei Hälften geteilt (á ca. 180 ha), welche jeweils durchgehend von der gleichen Kartiererin bearbeitet wurden. Das Untersuchungsgebiet musste aufgrund unerwartet hoher Spechtaktivität auf großer Fläche und des damit verbundenen Kartieraufwands nach dem ersten Terminblock auf 18 der 20 Rekorderstandorte reduziert werden.

Anfang März wurden am ersten Tag alle Bereiche des Gebiets wie bei einer gewöhnlichen Revierkartierung untersucht, an den Folgetagen des Terminblocks erfolgten dann erneute Begehungen der ermittelten Bereiche mit Spechtaktivität. Bei allen folgenden Terminblöcken wurde allerdings nicht mehr mit der üblichen Revierkartierung gestartet, sondern direkt in kleineren Teilflächen je Tag erfasst, damit mehr Zeit am Stück auf kleinerer Fläche verbracht werden konnte. Ziel war es, dort besonders intensiv zu kartieren, wo Spechte festgestellt wurden, um alle Spechtreviere möglichst genau zu ermitteln. Unattraktiven Habitaten (z. B. junge, dichte Baumbestände) wurde dabei weniger Aufmerksamkeit geschenkt als attraktiven (z. B. alter Buchenwald). Dennoch wurden je Terminblock alle Teilbereiche berücksichtigt, ohne dass allerdings eine einheitliche Erfassungsdauer je Fläche eingehalten wurde. Bei den letzten beiden Terminblöcken (Mitte Mai und Mitte Juni) wurde das Hauptaugenmerk auf die Kontrolle der Bruthöhlen mit bettelrufenden Jungvögeln und fütternden Altvögel gelegt.

Tab. 4: Termine und Witterung der Spechtkartierungen 2019
 SA = Sonnenaufgang, SU = Sonnenuntergang

Datum	Uhrzeit	SA/SU	Temperatur [°C]	Bewölkung [%]	Windrichtung, -stärke [Bft]	Bemerkung
07.03.2019	07:15-12:15	06:57	10-12	70-100	SW 4, Böen 8	
07.03.2019	11:45-15:45	06:57	11	70	SW 4, Böen 6	Restliche Habiterfassung, dabei weitere Spechte aufgenommen
08.03.2019	07:15-14:00	06:55	11	80-100	SW 4, Böen 5	ab 10:15 Schauer
19.03.2019	07:15-12:45	06:30	2-10	10-60	NW 2-3	
19.03.2019	17:25-18:45	18:36	8-5	0	W 1	
20.03.2019	07:15-12:00	06:28	5-9	0	W 1	
07.04.2019	07:00-12:45	06:51	5-15	0	O/SO 2-3	
07.04.2019	18:00-20:00	20:04	15-8	0-40	O/SO 1-2	
08.04.2019	09:40-13:00	06:49	8-14	50	SW 2	
08.04.2019	16:00-19:30	20:06	13	100	SW/O 2-3	
09.04.2019	06:45-12:00	06:47	8-10	50-100	S 1	
10.04.2019	15:00-20:30	20:09	7-10	40	SW/NO 3-5	
11.04.2019	06:45-12:15	06:45	3-9	0	NO 3	
11.04.2019	17:30-20:00	20:12	5	0	NO 3, Böen 6	
12.04.2019	07:00-10:00	06:44	-1-5	0-80	NO 2	
13.05.2019	05:40-11:45	05:42	2-10	0	W/NO 2-3	
13.05.2019	19:15-21:00	21:00	12-8	0	NO 2-3	
14.05.2019	05:45-11:45	05:40	3-10	0-60	NO 3	
14.05.2019	19:15-21:00	21:00	12-8	40-50	NO 3	
15.05.2019	05:45-12:00	05:39	8-13	0-10	NO 2-3	

Datum	Uhrzeit	SA/SU	Temperatur [°C]	Bewölkung [%]	Windrichtung, -stärke [Bft]	Bemerkung
14.06.2019	05:00-11:20	05:16	11-21	0-50	SO/S 1-2	
14.06.2019	17:20-19:00	21:35	17	100	SO/S 1-2	18:15 Schauer
15.06.2019	05:00-11:00	05:14	11-19	0-90	S/SW 1-4	

5.1.3 Akustische Erfassungen – Rekorder

In jeweils beiden Erfassungsjahren 2019 und 2020 wurden 100 Rekorder ausgebracht und über die ausgewählten Windparks (Kap. 5.1.1) z. T. in unterschiedlicher Anzahl verteilt. Im Jahr 2019 wurden in allen fünf Windparks je 20 Rekorder ausgebracht, im Jahr 2020 variierte die Anzahl an Rekordern in den sechs Windparks mit 16 bzw. 18 Geräten pro Windpark (Tab. 5).

Die Standorte der Rekorder im jeweiligen Windpark wurden basierend auf dem Prinzip des Impact-Gradient-Designs (siehe Kap. 2) festgelegt. Das bedeutet, es wurden Rekorder in unmittelbarer Nähe zur WEA (unterhalb einer Distanz von 150 m um die WEA) sowie in Distanzradien von 200 m bis 1.000 m um die WEA ausgebracht. Bei der Standortwahl wurde – neben einer ausreichenden Sonneneinstrahlung für die Stromversorgung der Rekorder – zudem auf einen Abstand zwischen den Rekordern von 200 m bis 300 m geachtet, da dieser Abstand etwa die Erfassungsreichweite der Rekorder darstellt. Auf dieser Weise sollten überlappende Erfassungsbereiche möglichst vermieden werden. Aufgrund der Gegebenheiten vor Ort, waren geeignete Standorte z. T. limitiert und die Abstandsvorgabe zwischen den Rekordern konnte nicht immer eingehalten werden.

Während des Erfassungszeitraums im Jahr 2019 wurde keiner der 100 Rekorder entwendet oder beschädigt. Im Jahr 2020 wurden am Standort SL-2 zwei der Rekorder entwendet, beschädigt wurde kein Rekorder.

In beiden Erfassungsjahren traten unerwartete, technische Probleme auf, die maßgeblich auf das Sleepy Pi Modul (Erläuterung der Steuerungssoftware Kap. 4.1.3) zurückgeführt werden konnten. Ein häufiges Problem war, dass der Rekorder nach einem erfolgreichen Start zwar ausgeschaltet wurde, ein erneutes Einschalten des Rekorders durch das Sleepy Pi Modul jedoch nicht mehr erfolgte. Durch Anpassungen der Programmierung konnte dieses Problem im Erfassungsjahr 2020 reduziert, allerdings nicht abschließend behoben werden. Durch den Einsatz ähnlicher Systeme in anderen Projekten konnten mittlerweile stabiler laufende Geräte (inklusive Fernzugriff) programmiert werden, weshalb bei zukünftigen Erfassungen deutlich weniger technische Ausfälle erwartet werden.

Tab. 5: Anzahl der Rekorder pro Windpark und Erfassungsjahr sowie das Datum der Installation und des Abbaus der Geräte.

Windpark/ Standort	Anzahl Rekorder	Installation	Abbau
HE-1	20	28.02.2019	28.06.2019
HE-2	20	26.02.2019	27.06.2019
RP-1	20	23.03.2019	29.06.2019
RP-2	20	22.03.2019	29.06.2019
SL-1	20	16.03.2019	30.06.2019
HE-3	16	13.03.2020	30.06.2020
HE-4	16	13.03.2020	30.06.2020
HE-5	16	18.03.2020	30.06.2020
RP-3	18	05.03.2020	30.06.2020
RP-4	16	04.03.2020	30.06.2020
SL-2	18	09.03.2020	30.06.2020

Um repräsentative Aussagen über die Nutzung der verschiedenen Waldbereiche durch die betrachteten Zielarten machen zu können, wurde in beiden Erfassungsjahren angestrebt, über eine Dauer von mindestens einem Monat pro Zielartengruppe, für mindestens eine Stunde am Tag, die akustische Aktivität der Vögel aufzunehmen. Das bedeutet, dass pro

Zielartengruppe etwa 30 h Erfassungszeit erreicht werden sollten, wobei die unterschiedlichen Hauptaktivitätszeiten (Tageszeit und Monat) der Zielvogelarten, in Anlehnung an die Empfehlungen zur Kartierung nach Südbeck et al. (2005), bei der Auswahl der Aufnahmezeiten berücksichtigt wurden. Demgemäß erstreckte sich der Erfassungszeitraum für beide Jahre (2019/ 2020) von Anfang März bis Ende Juni. Die täglichen Aufnahmezeiten der Rekorder waren in beiden Erfassungsjahren identisch, mit Ausnahme der Aufnahmezeit nach Sonnenuntergang. Diese wurde im Jahr 2020 um 30 min verlängert (Abb. 35).

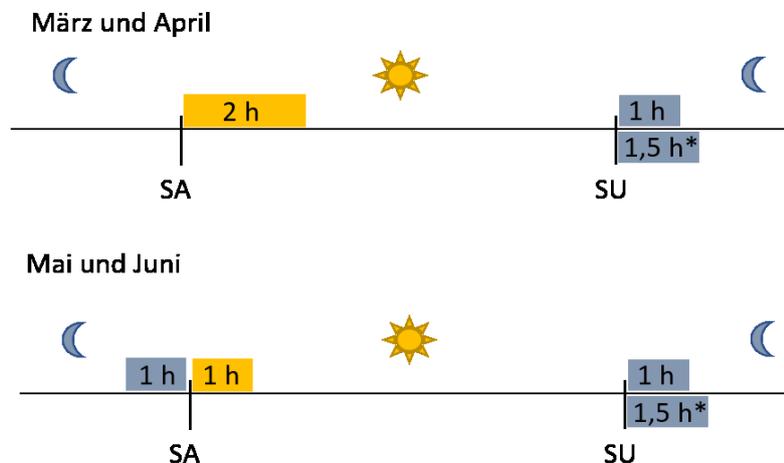


Abb. 35: Tägliche Erfassungszeiten der Rekorder je Monat. Die angegebenen Zeiten gelten für beide Erfassungsjahre (2019 und 2020), die mit * angegebene Zeit gilt nur im Jahr 2020.
SA = Sonnenaufgang, SU = Sonnenuntergang (Quelle: Arsu/OekoFor)

Für die akustischen Erfassungen der Spechte wurden die Aufnahmen nach Sonnenaufgang in den Monaten März und April ausgewertet. Die Aufnahmen, die über den gesamten Erfassungszeitraum nachts bzw. in der Dämmerung (1 h bzw. 1,5 h) (5 h nach Sonnenuntergang und 1 h vor Sonnenaufgang; Abb. 35) aufgezeichnet wurden, wurden für die akustische Erfassung des Waldkauzes herangezogen. Für die akustische Erfassung der Waldschneepfe wurden ebenfalls die Nacht-/ Dämmerungsaufnahmen ausgewertet, dabei allerdings nur die der Monate April bis Juni. Die Aufnahmen nach Sonnenaufgang in den Monaten Mai und Juni dienten zur zusätzlichen Aufzeichnung der generellen Vogelaktivität.

5.1.4 Statistische Auswertung

Ziel der statistischen Auswertung war es, einen möglichen Effekt von WEA auf die Anwesenheitswahrscheinlichkeit von bestimmten Zielvogelarten zu quantifizieren. Als Maß dafür wurde die Präsenz/Absenz eines – vom neuronalen Netz – gefunden Rufes einer Zielvogelart innerhalb eines 15- Minuten- Intervalls gewählt. Ein Bezug auf die gesamte Dauer einer Aufnahme hätte die Rate an falsch positiv Erkennungen deutlich erhöht und dadurch die Verlässlichkeit der Auswertung minimiert. Aus diesem Grund wurden die Aufnahmen jeweils in 15- Minuten- Intervalle unterteilt und nach diesem Prinzip ausgewertet.

Der Aufbau der Untersuchung lässt erwarten, dass Messungen durch die Gruppierung der Rekorder innerhalb der Windparks nicht unabhängig voneinander, sondern innerhalb der Gruppierungen korreliert sind. Einen weiteren Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit, eine Zielvogelart zu detektieren, kann durch die Rekorder selbst (etwaige Ausfälle oder technische Störungen) sowie das Datum (etwa Verlauf der Aktivität, großskalige Wetterereignisse) hervorgerufen werden. Treten solche Cluster auf, können diese als zufällige Effekte in gemischten Modellen berücksichtigt werden.

Als Maß für den Effekt der WEA auf die Anwesenheitswahrscheinlichkeit einer Zielvogelart wurde die Distanz des Rekorders zur nächstgelegenen WEA als unabhängige Variable gewählt. Darüber hinaus wurde angenommen, dass die Verteilung der Anwesenheit einer Zielvogelart nicht nur durch die Nähe zur WEA, sondern auch durch die Habitatqualität bestimmt wird und dementsprechend als zusätzliche Kovariate im Modell berücksichtigt werden muss.

Aus diesem Grund wurden auf Basis der resultierenden Kategorien aus der Habitatkartierung (siehe Kap. 5.1.1) Flächenanteile im Umkreis von 200 m um jeden Rekorder berechnet. Mittelalte bis alte Laubwaldbestände wurden als gutes Habitat für die Zielarten angesehen und flossen als zusätzliche Kovariate in das Modell ein, wobei niedrige Werte einen größeren Anteil an suboptimalen, hohe Werte einen größeren Anteil an optimalen Habitat implizieren. Andere Biotoptypen wurden in der statistischen Auswertung nicht berücksichtigt.

Neben dem Biotoptyp wurde in der Habitatkartierung (siehe Kap. 5.1.1) auch Totholz als Parameter erfasst und nach definierten Kategorien aufgenommen. Da das Vorhandensein von Totholz für das Vorkommen von Spechten und den Waldkauz relevant ist, wurde der Parameter Totholz ebenfalls bei der statistischen Auswertung berücksichtigt und floss als weitere Kovariate mit in das Modell ein. Dazu wurden die Totholz-Kategorien der Habitatkartierung in numerische Werte entsprechend der eingeschätzten Wichtigkeit (Nutzungswahrscheinlichkeit) für Spechte übertragen (Tab. 6). Aus den numerischen Werten wurde der maximale Wert im Umkreis von 200 m um jeden Rekorder berechnet. Der maximale Totholzwert spiegelt das Vorhandensein einzelner wertvoller Elemente wider und beeinflusst die Habitatqualität.

Tab. 6: Einteilung von Totholz in Kategorien und deren Übertragung in numerische Werte.

Kategorie	Numerischer Wert
Kein bis wenig Totholz	0
schwaches Totholz, liegend (BHD über 20 cm)	1
schwaches Totholz, stehend (BHD über 20 cm)	3
starkes Totholz, liegend (BHD über 50 cm)	2
starkes Totholz, stehend (BHD über 50 cm)	4

Die Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen der Zielarten wurde pro 15- Minuten in Abhängigkeit von der Distanz zur nächsten WEA, dem gemeinsamen Flächenanteil mittelalter und alter Laubwälder sowie dem maximalen numerischen Wert für Totholz (feste Effekte) vorhergesagt:

$$\text{Anzahl Rufe} \sim \text{Distanz zur WEA} + \text{Anteil Laubwald} + \text{max. Totholz}$$

Zudem enthielten die Modelle aller Zielarten Windpark, Rekorderseriennummer und das Datum als zufällige Effekte:

$$(\sim 1 \mid \text{Windpark}, \sim 1 \mid \text{Rekorderseriennummer}, \sim 1 \mid \text{Datum})$$

Aufgrund der binären und geclusterten Messwerte der Zielvariable (Präsenz = 1 / Absenz = 0 eines Rufes einer Zielvogelart) wurde für die Auswertung ein generalisiertes, gemischtes Modell mit Binomialverteilung, d. h. ein logistisches Regressionsmodell verwendet. Hierbei wird die Wahrscheinlichkeit für das Eintreten der Zielvariablen = 1 (Präsenz der Zielvogelart) nicht direkt aus den erklärenden Variablen (Distanz zur WEA, bzw. Anteil Laubwald und Totholz) modelliert, sondern indirekt über das sog. Logit. Das Logit stellt die logarithmische Chance für das Eintreten der Zielvariablen = 1 dar, d. h. die Chance, den Ruf einer Zielvogelart zu detektieren. Dabei ist die Chance (auch als „Odds“ bezeichnet) das Verhältnis der

Eintrittswahrscheinlichkeit (Präsenz der Zielvogelart) zur Gegenwahrscheinlichkeit (Abwesenheit der Zielvogelart). Um die Stärke eines Zusammenhangs zu quantifizieren, wurde das Chancenverhältnis („Odds-Ratio“) gebildet, wobei die Chancen („Odds“) zweier Variablen verglichen werden.

Für die Prüfung der Modellgüte bzw. Vorhersagequalität des Modells wurde das R^2 berechnet. R^2 gibt an, wie gut die unabhängige Variable (Distanz zur WEA bzw. Anteil Laubwald und Totholz) geeignet ist, um die Schwankungen (Varianz) der abhängigen Variablen (Detektionswahrscheinlichkeit) zu erklären.

Die gesamte Datenverarbeitung sowie die statistische Modellierung wurden mithilfe der statistischen Programmiersprache R (R Core Team 2021) durchgeführt. Die generalisierten, gemischten Modelle wurden mit dem R-Paket lme4 (Bates et al. 2015) berechnet, Modellannahmen wurden mit dem R-Paket DHARMA (Hartig 2021) überprüft. Modellannahmen konnten nicht immer zur vollsten Zufriedenheit erfüllt werden, nach unserer Einschätzung bewegen sich die Verletzungen jedoch in einem Bereich, in dem keine substanzielle Änderung der Ergebnisse zu erwarten sind.

Zur Einschätzung der Effektgrößen der Variablen wurde das R-Paket effectsize (Ben-Shachar et al. 2020) verwendet. Dieses bietet formale Tests mit einem Regelwerk als Anhaltspunkt um Effektgrößen nachvollziehbar zu bewerten. Hierzu werden die Modelle mit standardisierten (skaliert mit dem zweifachen der Standardabweichung), unabhängigen Variablen neu berechnet. Das Resultat gibt die Änderung des Chancenverhältnisses (Odds Ratio) mit der Änderung um eine Standardabweichung an. Die Einschätzung erfolgte nach Chen et al. (2010).

5.2 Ergebnisse

5.2.1 Ergebnisse der Spechtkartierung

Bei der Kartierung von Spechten im Gebiet HE-2 konnten insgesamt 79 Brutreviere (davon drei knapp außerhalb) ermittelt werden. Bei 31 Revieren wurde ein Brutnachweis erbracht, meist durch bettelrufende Junge in einer Bruthöhle. Mit Abstand die häufigste Art ist der Buntspecht mit 46 Revieren innerhalb der 300 m Radien um die RekTBderstandorte, gefolgt vom Mittelspecht mit 18 Revieren. Von Grau-, Grün-, Klein- und Schwarzspecht wurden jeweils drei Reviere festgestellt (Tab. 7, es wurde nur der 300 m Radius um 18 von 20 Rekorderstandorten untersucht, bei in Klammern () dargestellten Revieren, lagen die Bruthöhlen knapp außerhalb des 300 m Radius).

Betrachtet man die Verteilung der ermittelten Spechtreviere in Bezug auf die beiden WEA, so zeigt sich, dass die Arten Bunt-, Grau- und Mittelspecht sowohl den Radius 0-150 m als auch denjenigen von 150-300 m besiedeln (Tab. 8, in Klammern aufgeführte Zahlen stehen für flächig abgegrenzte Reviere, die sich auch über die Grenzen der jeweiligen Entfernungszone hinausziehen können und deshalb ggf. in beiden Zonen aufgeführt werden, vgl. Abb. 38 und Abb. 39). Dies gilt insbesondere für die nördliche WEA, die ringsum von Laubmischwald alter Ausprägung umgeben ist. Das Umfeld der südlichen WEA ist hingegen durch größere Nadelwaldanteile gekennzeichnet, so dass hier die Besiedlung durch Spechte geringer ist. Eine deutliche Meidung des Nahbereichs der WEA durch Spechte lässt sich aus diesen Daten nicht erkennen.

Tab. 7: Spechtreviere im 300 m Radius um die Rekorder-Standorte in HE-2

Artnamen	Wissenschaftlicher Artname	Brutnachweis	Brutverdacht	RL D ¹	RL HE ²	EU-VSR Anhang I	Schutzstatus ³
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	24 (+1)	22	*	*	-	§
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	-	3	2	2	x	§§
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	2	1	*	*	-	§§
Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>	-	3 (+1)	V	V	-	§
Mittelspecht	<i>Dendrocoptes medius</i>	3 (+1)	15	*	*	x	§§
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	2	1	*	*	x	§§

Tab. 8: Spechtreviere im 150 bzw. 300 m Radius um die WEA-Standorte in HE-2

Artnamen	Wissenschaftlicher Artname	0-150 m Radius Brutnachweis	0-150 m Radius Brutverdacht	150-300 m Radius Brutnachweis	150-300 m Radius Brutverdacht
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>		(1)		(1)
Grauspecht	<i>Picus canus</i>		(1)		(2)
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>				
Kleinspecht	<i>Dryobates minor</i>				
Mittelspecht	<i>Dendrocoptes medius</i>	1	(1)	1	(2)
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>				

Die Spechtreviere verteilen sich nicht gleichmäßig innerhalb des Untersuchungsgebiets (Abb. 38, Abb. 39). Häufungen treten im Südwesten sowie im zentralen östlichen Teil auf, im Nord-, und Südosten finden sich dagegen kaum Reviere. Dabei fällt auf, dass die höheren Dichten größtenteils in mittelalten bis älteren Laub(misch)wäldern vorkommen, allerdings auch der Nordosten mit geringerer Revierdichte hauptsächlich aus mittlerem bis älterem Laub(misch)wald besteht. Dieser ist allerdings teilweise anders strukturiert (Baumartenzusammensetzung, teils dichter Bestand mit mehr Jungwuchs) wobei auch hier stehendes und liegendes Totholz vorhanden ist. Der Südosten ist dagegen stärker mit mittlerem Nadelforst und jungem Laub(misch)wald ausgestattet, was das geringere Spechtvorkommen erklären könnte.

Reviere von Bunt- und Mittelspechten verteilten sich über das ganze Untersuchungsgebiet, die Höhlen lagen teilweise in direkter Nachbarschaft. Kleinspechte kamen dagegen nur im Süden und Westen vor. Die Reviere der drei großen Spechtarten Grau-, Grün- und Schwarzspecht überlappten sich jeweils stark miteinander. Die Bruthöhlen der Spechte befanden sich größtenteils in Buchen, Eichen oder Erlen, bei Bunt- und Mittelspecht häufig auch in Totholzstämmen ohne Krone.

¹ RL BRD: Grüneberg et al. (2015)

² RL HE: Werner et al. (2016)

³ § = besonders geschützt, §§ = streng geschützt (Theunert 2008)

Aufgrund der langanhaltenden Trockenheit 2018 und 2019 wurde ein starkes Buchen- und Fichtensterben festgestellt. Im Frühjahr brachen viele Kronen aus alten Bäumen; Rotbuchen mit verwelktem Laub aus dem Vorjahr waren ein prägendes Bild (Abb. 37). Dies könnte sich auf die Bestände der Spechte jedoch zunächst positiv auswirken (Höhlen- und Nahrungsverfügbarkeit).



Abb. 36: Mittelspecht im Gebiet HE-2 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 37: Nach langer Trockenheit abgestorbene Rotbuchen als prägendes Bild im Gebiet HE-2 2019. (Quelle: Arsu/OekoFor)

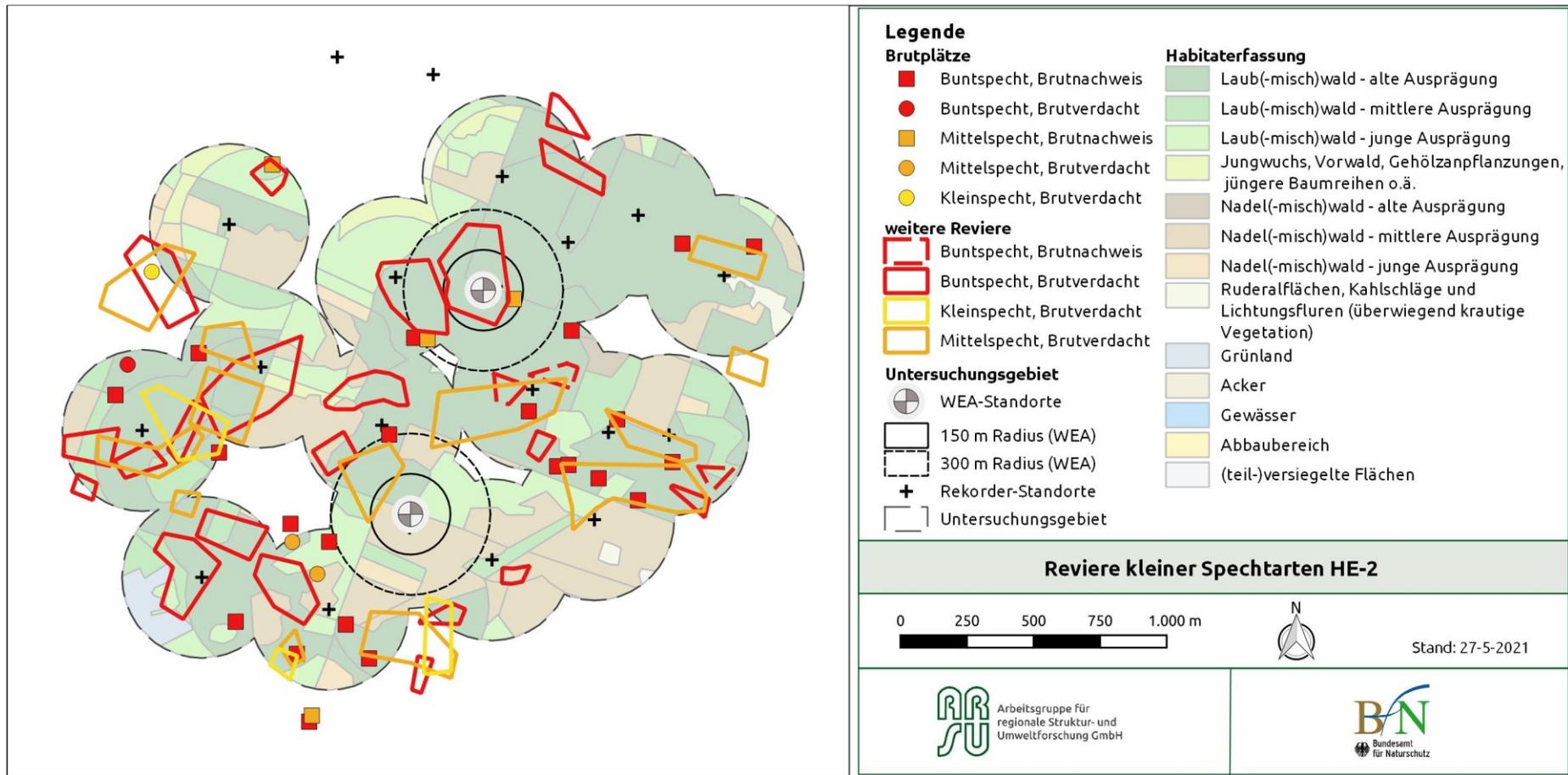


Abb. 38: Reviere kleiner Spechtarten im Gebiet HE-2 (Quelle: Arsu/OekoFor)

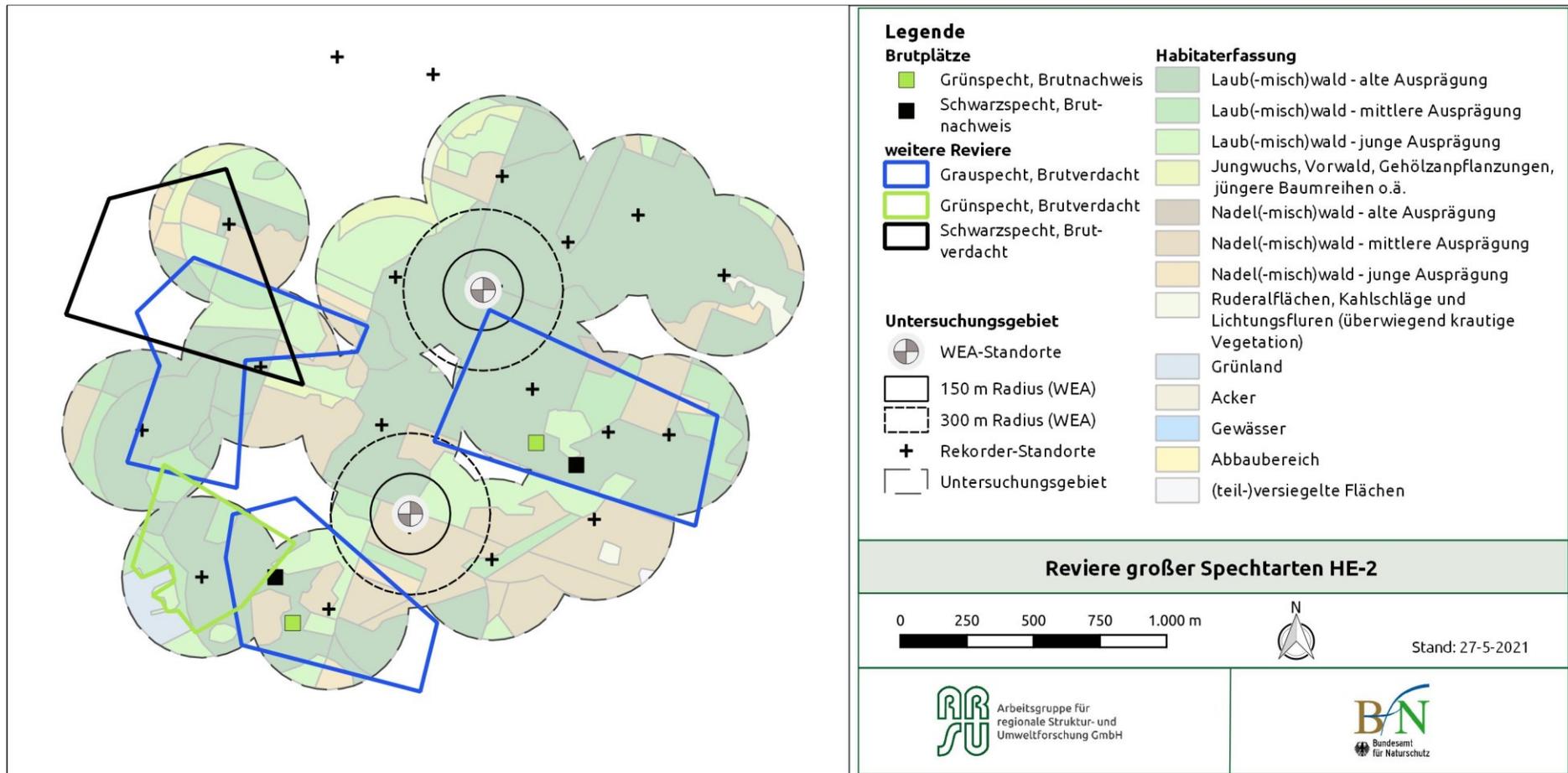


Abb. 39: Reviere großer Spechtarten im Gebiet HE-2 (Quelle: Arsu/OekoFor)



Abb. 40: Höhlen verschiedener Spechtarten im Gebiet HE-2 (Quelle: Arsu/OekoFor)

5.2.2 Ergebnisse der akustischen Erfassung

5.2.2.1 Erzielte Datengrundlage

In beiden Erfassungsjahren 2019 und 2020 konnten etwa gleich viele Daten gesammelt werden, Unterschiede zwischen den einzelnen Windparks bestanden dabei nicht. Im Jahr 2019 wurden 2,5 TB an Daten und im Jahr 2020 2,6 TB an Daten generiert. Insgesamt ergeben sich somit 5,1 TB an Daten, das entspricht über 25.000 Aufnahmestunden oder anders – bei 365 Tagen pro Jahr – fast drei Jahren an kontinuierlicher Aufnahmedauer.

Pro Rekorder wurden im Mittel 132 Aufnahmestunden, minimal 1,5 Aufnahmestunden – exklusive von Komplett-Ausfällen durch technische Probleme; Kap. 5.1.3) – und maximal 406 Aufnahmestunden erreicht.

Von den insgesamt erzielten Aufnahmestunden konnten 21.090 h ausgewertet werden (Aufnahmen aus dem Februar wurden nicht berücksichtigt sowie schadhafte Aufnahmen ausgeschlossen). Davon entfallen 8.001 h in die festgesetzten Aufnahmezeiten für die Spechtere Fassungen, 12.977 h in die Aufnahmezeiten für den Waldkauz sowie 10.816 h in die Aufnahmezeiten für die Waldschnepfe (Tab. 9). Die angestrebten 30 h an Aufnahmedauer pro Zielart und Jahr konnten damit gut umgesetzt werden (siehe Kap. 5.1.2).

Tab. 9: Aufnahmedauer der Rekorder insgesamt über die Jahre 2019 und 2020 für die auswertungsrelevanten Zeiträume für die Zielvogelarten.

	Erfassungszeit in Monaten	Tageszeit	Erfassungsdauer in Stunden	Erfassungszeit in Tage
Spechte	März und April	morgens	8.001	4.050
Waldkauz	März bis Juni	Dämmerung/nachts	12.977	7.793
Waldschnepfe	April bis Juni	Dämmerung/nachts	10.816	6.077

5.2.2.2 Klassifizierungsgenauigkeit – Neuronales Netz

Die gesammelten Aufnahmen wurden in 15- Minuten- Intervalle unterteilt (siehe Kap. 5.1.4) und das finale Neuronale Netz (siehe Kap. 4.2.3) darauf angewendet, um die definierten Lautäußerungen der Zielarten (siehe Kap. 4.2.1) zu detektieren. Die Ergebnisse sind in Tab. 10 gelistet, wobei zusätzlich nach der Bestimmungs-Zuverlässigkeit (> 95 %) unterschieden wird.

Tab. 10: Die vom Neuronalen Netz in den Aufnahmen erkannten Lautäußerungen der Zielarten insgesamt und mit einer Zuverlässigkeit von > 95 %.

Art	Lautäußerung	Gesamtdaten	Zuverlässigkeit > 95 %
Buntspecht	Keckern	12.895	5.588
	Kixen	52.037	17.026
	Trommeln	160.293	90.217
Grauspecht	Gesang	30.991	9.120
	Trommeln	1.287	589
Grünspecht	Gesang	33.941	14.421
Kleinspecht	Gesang	1.801	645
	Trommeln	6.701	3.094
Mittelspecht	Gesang	8.467	2.850
Schwarzspecht	Gesang	4.957	2.760
	Warnruf	4.065	925

Art	Lautäußerung	Gesamtdaten	Zuverlässigkeit > 95 %
	Flugruf	9.534	5.127
	Sitzruf	11.804	6.168
	Trommeln	6.972	3.435
Waldschnepfe	Gesang	21.980	7.542
Waldkauz	Gesang	53.822	27.767

Die in Tab. 10 angegebene Bestimmungs-Zuverlässigkeit des Neuronalen Netzes wird vom Neuronalen Netz selbst ausgegeben und hängt folglich mit dem Stand des Trainings zusammen (siehe Kap. 4.2.1).

Um prüfen zu können, mit welcher Genauigkeit das final verwendete Neuronale Netz tatsächlich die Lautäußerungen der untersuchten Vogelarten sicher bestimmt hat, wurden 300 zufällig ausgewählte, vom Neuronalen Netz bereits klassifizierte (> 95 % Zuverlässigkeit), Aufnahmen händisch nachbestimmt. Das Ergebnis ist in einer Konfusionsmatrix (Abb. 41) dargestellt und zeigt, in wieviel Prozent das Neuronale Netz die Lautäußerung der Zielarten richtig erkannt hat bzw. mit welchen anderen Zielarten oder Hintergrundgeräuschen sie verwechselt wurden.

Die Nachbestimmungen zeigen eine hohe Klassifizierungsgenauigkeit (mind. 70 %) für die Zielarten Buntspecht (Trommeln), Grünspecht (Gesang), Schwarzspecht (Flugruf) sowie den Waldkauz.

Die Lautäußerungen der Specharten Mittel-, Grau- und Kleinspecht wurden in maximal 59 % richtig erkannt, die Waldschnepfe lediglich in 7 %. Als Störfaktoren für die Klassifizierung wurden knarrende Bäume, knackende Äste, Regentropfen oder andere Hintergrundgeräusche identifiziert. Eine Vergrößerung des Trainingsdatensatzes (siehe Kap. 4.2.1) würde diese Phänomene reduzieren und die Klassifizierungsgenauigkeit deutlich erhöhen, im Rahmen des vorliegenden Projektes war dies jedoch zeitlich nicht leistbar.

In der weiteren Auswertung wurden nur diejenigen Lautäußerungen – und damit Zielarten – berücksichtigt, bei denen eine Klassifizierungsgenauigkeit von mindestens 70 % bestätigt werden konnte (Abb. 41). Folglich wurden Mittel-, Grau- und Kleinspecht sowie die Waldschnepfe ausgeschlossen.

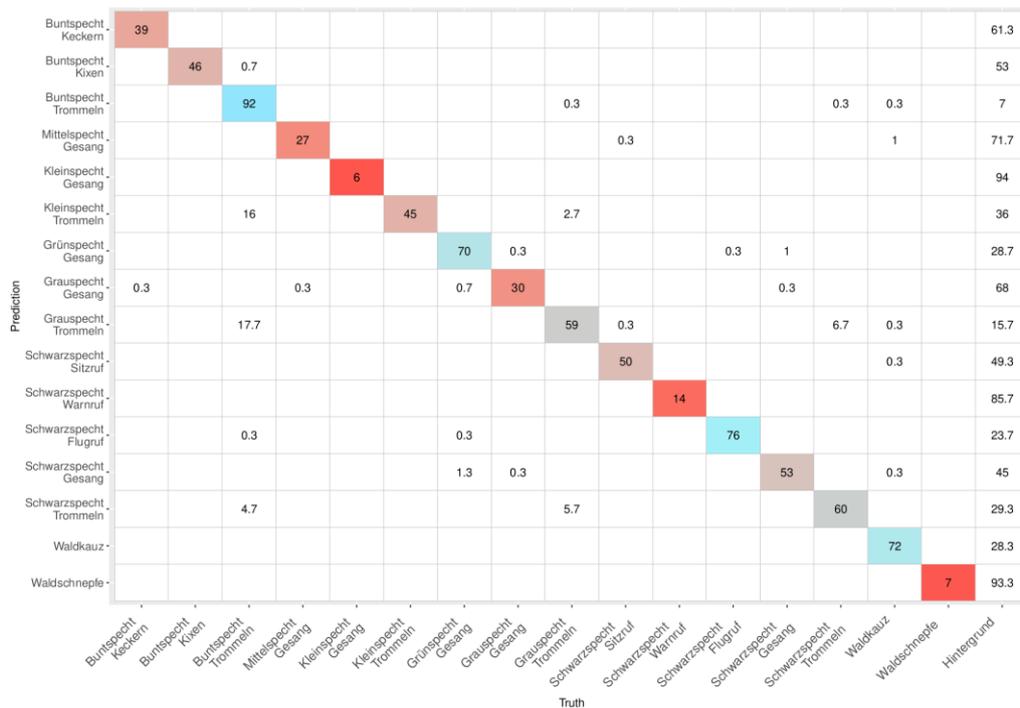


Abb. 41: Konfusionsmatrix 300 zufällig ausgewählter, händisch nachbestimmter Aufnahmen in Prozent.

Dargestellt ist, wie häufig das Neuronale Netz („Prediction“) Ruftypen einer Zielart sicher erkannt bzw. mit einer anderen Zielart oder Hintergrundgeräuschen verwechselt hat („Truth“). In Blautönen sind diejenigen Ruftypen eingefärbt, die mit mindestens 70 % richtig erkannt wurden, je dunkler die Rottöne, desto schlechter hat das Neuronale Netz den Ruftyp richtig erkannt. So wurde bspw. das Buntspecht Trommeln in 92 % richtig vom Neuronalen Netz erkannt, in jeweils 0,3 % mit dem Trommeln eines Grau- oder Schwarzspechts sowie dem Ruf eines Waldkauzes bzw. in 7 % mit Hintergrundgeräuschen verwechselt.

5.2.2.3 Vergleich mit den Ergebnissen der Spechtkartierung

Um die hier angewendete Methode der automatisierten, akustischen Erfassung durch die Rekorder hinsichtlich ihrer Verlässlichkeit einschätzen zu können, fanden parallel im Erfassungsjahr 2019 Kartierung von Spechten im Gebiet HE-2 statt (siehe Kap. 5.1.2).

Die Spechtkartierungen ergaben, dass die Spechtreviere nicht gleichmäßig innerhalb des Untersuchungsgebiets verteilt sind (siehe Kap. 5.2.1). Häufungen traten im Südwesten sowie im zentralen östlichen Teil auf, im Nord-, und Südosten fanden sich dagegen kaum Reviere.

Vergleicht man diese Ergebnisse für den Bunt-, den Grün- und den Schwarzspecht mit den Ergebnissen der automatisierten, akustischen Erfassungen, so ergibt sich ein ähnliches Bild. Auch mit der Methode der automatisierten, akustischen Erfassungen können Schwerpunktbereiche im Südwesten sowie im östlichen Teil für die drei Spechtarten identifiziert werden (Abb. 42 bis Abb. 44).

Die Kartierungsergebnisse wurden dabei verglichen mit dem Anteil an 15 Minuten Intervallen innerhalb denen die jeweilige Spechtart (Bunt-, Grün- oder Schwarzspecht) pro Rekorder nachgewiesen werden konnte.

Mit beiden Methoden lassen sich vergleichbare Rückschlüsse hinsichtlich des Vorkommens der Zielvogelarten erzielen. Somit sind die automatisierten, akustischen Erfassungen für die Untersuchung der vorliegenden Fragestellung grundsätzlich geeignet.

Buntspecht

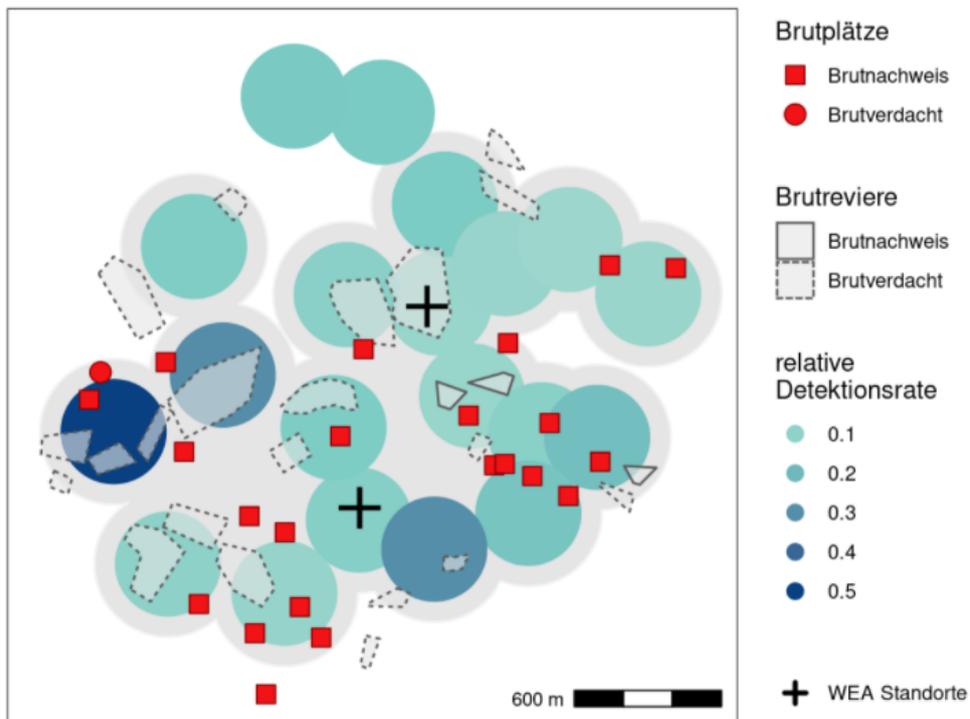


Abb. 42: Vergleich der Ergebnisse der Buntspechtkartierung („Brutplätze“ und „Brutreviere“) mit den Nachweisen des Buntspechts durch die akustischen Aufnahmen per Rekorder („relative Detektionsrate“). Grau umrandet sind Kreise, für die Ergebnisse aus den Spechtkartierungen vorliegen.

Grünspecht

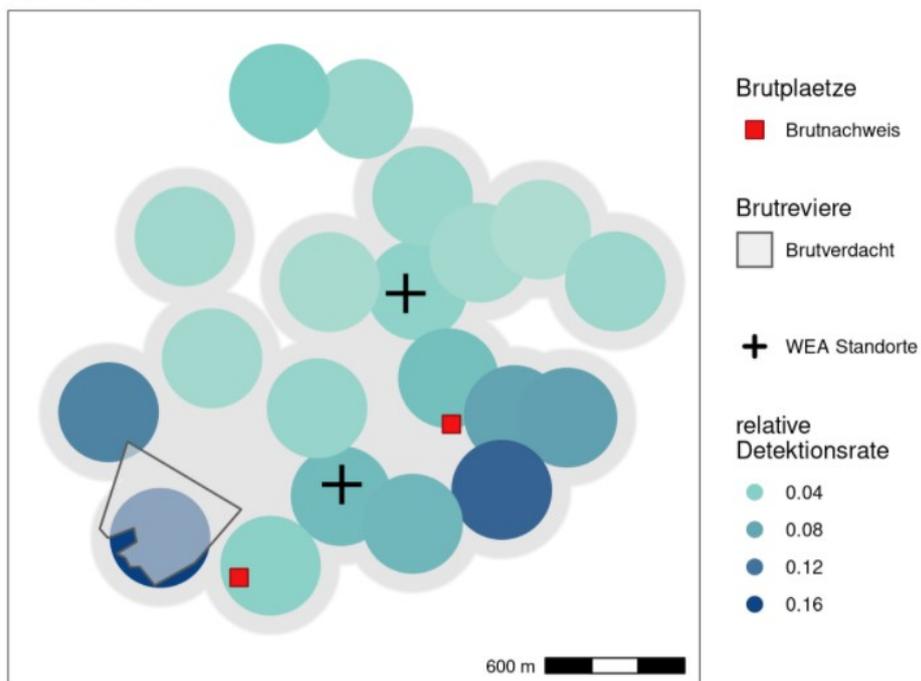


Abb. 43: Vergleich der Ergebnisse der Grünspechtkartierung („Brutplätze“ und „Brutreviere“) mit den Nachweisen des Buntspechts durch die akustischen Aufnahmen per Rekorder („relative Detektionsrate“). Grau umrandet sind Kreise, für die Ergebnisse aus den Spechtkartierungen vorliegen.

Schwarzspecht

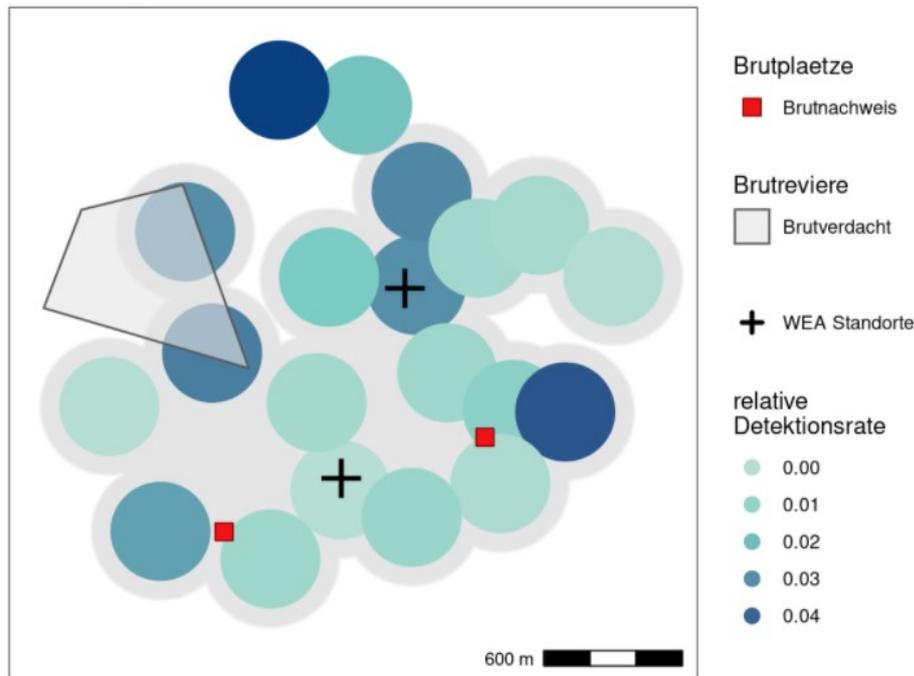


Abb. 44: Vergleich der Ergebnisse der Schwarzspechtkartierung („Brutplätze“ und „Brutreviere“) mit den Nachweisen des Buntspechts durch die akustischen Aufnahmen per Rekorder („relative Detektionsrate“). Grau umrandet sind Kreise, für die Ergebnisse aus den Spechtkartierungen vorliegen.

5.2.2.4 Akustische Aktivität in Bezug zur WEA Distanz

Die Modellierung der akustischen Aktivität basierte auf der Erkennung eines Rufes innerhalb eines Zeitraumes von 15 Minuten. Daraus ergibt sich, dass etwa bei einer Aufnahmedauer von zwei Stunden am Morgen, in 8 Intervallen ein Ruf erkannt werden konnte. Die akustische Aktivität wird demnach abgebildet durch binäre Daten, 1 für Anwesenheit (Präsenz) und 0 für Abwesenheit (Absenz) (siehe Kap. 5.1.4).

Aus dem auswertungsrelevanten Zeitraum (Tab. 9) ergaben sich für die Spechtarten insgesamt 35.699 Messwerte von 180 Rekordern an 118 Tagen und für den Waldkauz 62.753 Messwerte von 184 Rekordern an 238 Tagen (Tab. 11).

Tab. 11: Überblick und deskriptive Statistik der im statistischen Modell verwendeten Variablen. Gelistet sind die metrischen Variablen mit Durchschnitt (\bar{x}), Standardabweichung (SD), Minimum (Min) und Maximum (Max) sowie die Anzahl der eindeutigen Elemente kategorialer Variablen (k. V.).

Art	Variable	\bar{x}	SD	Min	Max	k. V.
Buntspecht	Präsenz	0.38	0.49	0	1	
	Distanz zur WEA	0.48	0.29	0.02	1.13	
	Anteil Laubwald	0.53	0.30	0	1	
	Max. Totholz	2.87	1.04	0	4	
	Windpark					11
	Tag im Jahr					118
	Rekorder ID					180
Grünspecht	Präsenz	0.14	0.35	0	1	
	Distanz zur WEA	0.48	0.29	0.02	1.13	
	Anteil Laubwald	0.53	0.30	0	1	
	Max. Totholz	2.87	1.04	0	4	

Art	Variable	Ø	SD	Min	Max	k. V.
	Windpark					11
	Tag im Jahr					118
	Rekorder ID					180
Schwarzspecht	Präsenz	0.06	0.24	0	1	
	Distanz zur WEA	0.48	0.29	0.02	1.13	
	Anteil Laubwald	0.53	0.30	0	1	
	Max. Totholz	2.87	1.04	0	4	
	Windpark					11
	Tag im Jahr					118
	Rekorder ID					180
Waldkauz	Präsenz	0.12	0.32	0	1	
	Distanz zur WEA	0.48	0.29	0.02	1.13	
	Anteil Laubwald	0.56	0.29	0	1	
	Max. Totholz	2.92	1.01	0	4	
	Windpark					11
	Tag im Jahr					238
	Rekorder ID					184

Die Verteilung der binären Daten ist für die selteneren Arten Grünspecht, Schwarzspecht und Waldkauz durch niedrige Präsenz-Werte charakterisiert ($\bar{x} = 0.14 \pm 0.35$, $\bar{x} = 0.06 \pm 0.24$ und $\bar{x} = 0.12 \pm 0.32$ respektive), während der häufiger vorkommende Buntspecht in mehr als einem Drittel ($\bar{x} = 0.38 \pm 0.49$) der 15 Minuten Intervalle erkannt wurde (Tab. 11, Abb. 45).

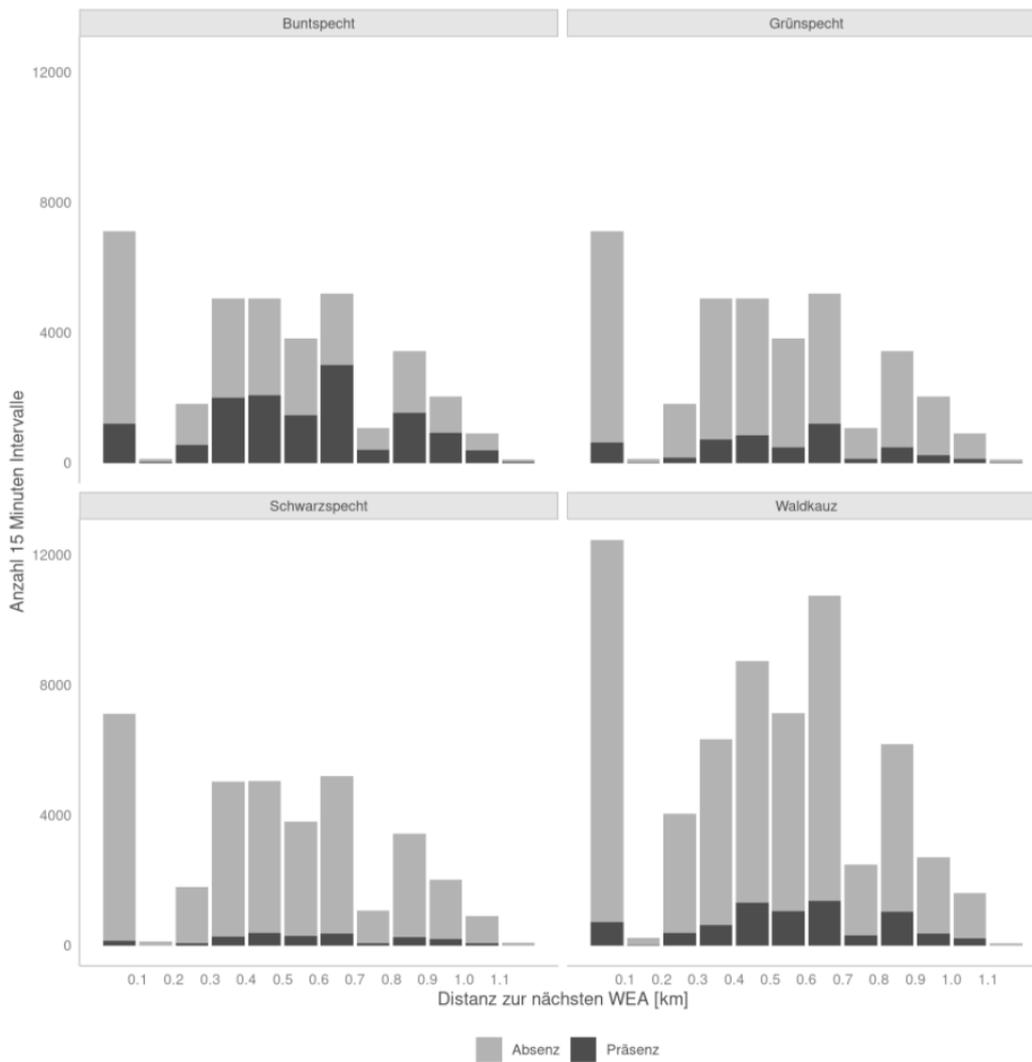


Abb. 45: Anzahl der 15 Minuten Intervalle mit (Präsenz) und ohne (Absenz) Rufdetektion der untersuchten Arten, eingeteilt nach Distanzklassen zur nächsten WEA.

Die Verteilung der detektierten Rufe über die Distanz zur nächsten WEA spiegelt in etwa die Anzahl der Rekorder in der jeweiligen Distanzklasse und damit die Laufzeiten wider (Abb. 45). Zu erkennen sind die Lücken zwischen 100 m und 200 m sowie zwischen 700 m und 800 m diese lassen sich durch die geringe Anzahl an Rekordern in diesem Bereich (siehe Kap. 5.1.1.2 bis 5.1.1.12 sowie 5.1.3) und folglich einer geringen Anzahl detektiertes Rufe erklären.

Die Habitatqualität (Laubwald und Totholz, siehe Kap. 5.1.4) ist relativ gleichmäßig über die Distanz zur WEA verteilt. In allen Distanzklassen von 0 m bis 1 km Entfernung zur WEA finden sich jeweils ähnlich viele Anteile an Laubwald sowie Totholz aller Kategorien (mit Ausnahme der Kategorie 2, diese konnte nur in einer WEA-Distanz von etwa 500 m festgestellt werden) (Abb. 46).

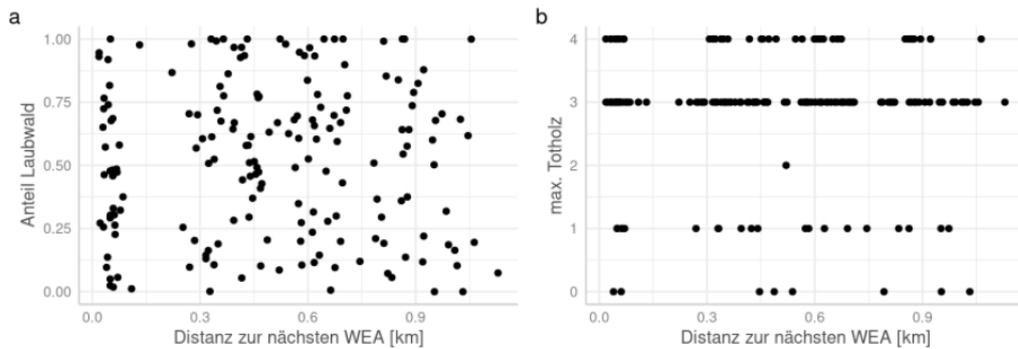


Abb. 46: Verteilung der Prädiktoren a) Anteil mittelalter und alter Laubwald, sowie b) maximaler numerischer Wert für Totholz für jeden Rekorder in Abhängigkeit von der Distanz zur nächsten WEA.

Betrachtet man die durchschnittliche Verteilung der Intervalle mit detektiertem Ruf pro Rekorder über die Distanz zur nächsten WEA, so zeigt sich, dass die Variation zwischen den verschiedenen Rekordern sehr groß ist, über die Distanz zur WEA jedoch größtenteils gleichmäßig verteilt (Abb. 47). Zu bemerken ist jedoch, dass für alle vier Arten zwischen 0 m bis 100 m eine Punktwolke mit geringeren Präsenz-Anteilen, im Vergleich zu der restlichen Verteilung, zu erkennen ist. Aufgrund dieser Daten-Cluster nahe der WEA wurden zwei Modelle gerechnet: ein Modell, das alle Rekorder berücksichtigt, unabhängig von der Distanz zur WEA und ein zweites Modell, das die Rekorder in direkter Nähe zur WEA, unterhalb einer Distanz von 150 m zur nächsten WEA, ausschließt.

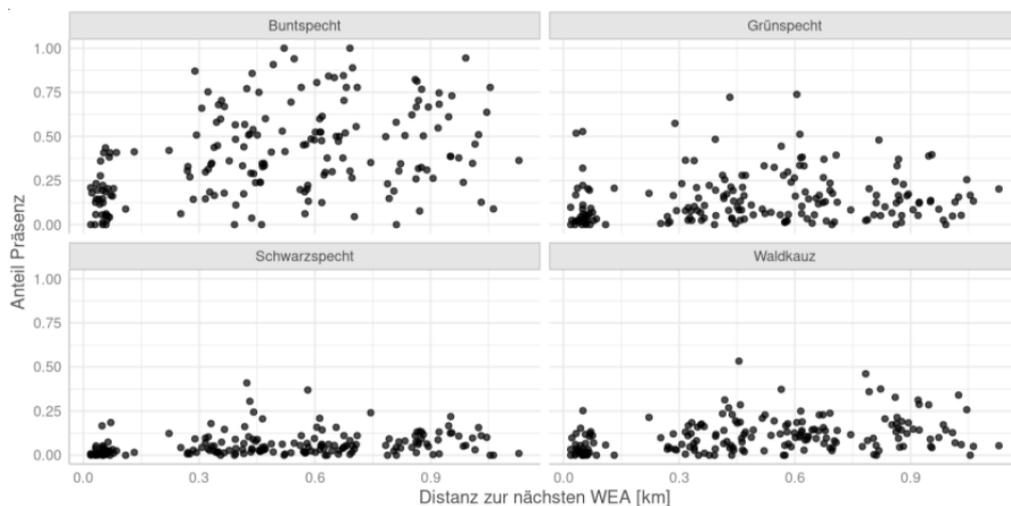


Abb. 47: Anteil Intervalle mit detektiertem Ruf pro Rekorder für die untersuchten Arten, abhängig von der Distanz zur nächsten WEA.

Buntspecht

Betrachtet man die gesamte Verteilung der Rekorder um die WEA, ist der Effekt der Distanz zur nächstgelegenen WEA auf die akustische Aktivität des Buntspechts signifikant positiv (OR = 7.83, 95 % CI [4.62, 13.28], $p < 0.001$; Tab. 12). Wird der Marginaleffekt dargestellt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA-Distanz) jeweils um eine Einheit verändert, auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wobei die anderen unabhängigen Variablen am Mittelwert konstant gehalten werden, so ergibt sich aus dem Chancenverhältnis 0.07 (Odds Ratio, OR) des Achsenabschnitts (Intercept) eine Wahrscheinlichkeit von 13,33 %, in einer Entfernung von 0 m die Lautäußerung eines Buntspechts innerhalb

von 15 Minuten zu detektieren. Die Detektionswahrscheinlichkeit steigt um 309,93 % auf 54,65 % mit einer Entfernung von 1 km zur WEA (Abb. 48a).

Der Anteil Laubwald im Umfeld ist signifikant positiv (OR = 2.46, 95 % CI [1.4, 4.32], $p < 0.002$), während Totholz keinen Einfluss auf die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Buntspechts hat (OR = 1.1, 95% CI [0.91, 1.35], $p > 0.325$; Tab. 12). Das Modell erklärt insgesamt 0.45 (conditional R^2) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R^2) 0.08 erklären. Demnach wird von den zufälligen Effekten bedeutend mehr Varianz erklärt als durch die festen Effekte.

Tab. 12: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Buntspecht, inklusive („gesamt“) und exklusive der Rekorder näher als 150 m an den WEA („WEA Distanz > 150 m“).

(OR = Chancenverhältnis; CI = Konfidenzintervall, p = Signifikanzwert; N = Stichprobengröße mit WP = Windparkanzahl, SN = Anzahl an Rekorden und dy = Anzahl an Erfassungstagen; marginal R^2 / Conditional R^2 = Varianz)

Prädiktor	Gesamt			Distanz zur WEA >150 m		
	OR	CI	p	OR	CI	p
Intercept	0.07	0.03 – 0.15	<0.001	0.20	0.08 – 0.48	<0.001
Distanz zur WEA	7.83	4.62 – 13.28	<0.001	1.96	0.94 – 4.07	0.072
Anteil Laubwald	2.46	1.40 – 4.32	0.002	1.81	1.02 – 3.21	0.042
Max. Totholz	1.10	0.91 – 1.35	0.325	1.15	0.93 – 1.43	0.208
N	11 _{WP}			11 _{WP}		
	180 _{SN}			180 _{SN}		
	118 _{yd}			118 _{yd}		
Beobachtungen (15 Minuten Intervalle)	35.699			28.454		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.077 / 0.453			0.014 / 0.391		

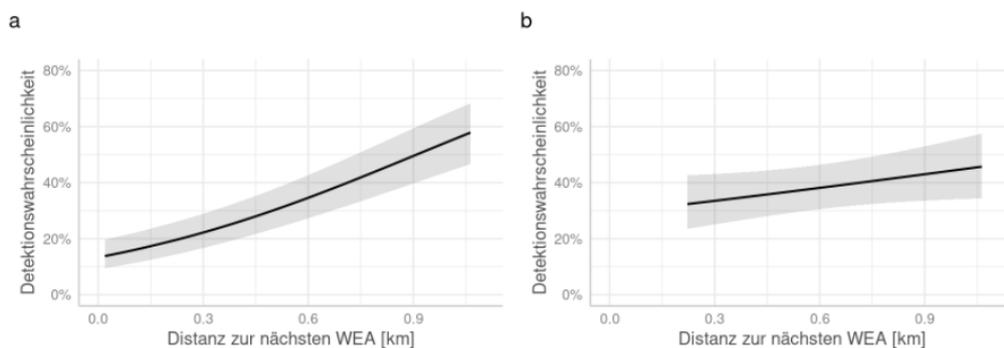


Abb. 48: Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen des Buntspechts innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz. a) inklusive aller Rekorder und b) nur der Rekorder weiter entfernt als 150 m zur WEA. Dargestellt ist der Marginaleffekt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA Distanz) auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wenn die unabhängige Variable um eine Einheit verändert. Die anderen unabhängigen Variablen werden dabei am Mittelwert konstant gehalten.

Die Einschätzung der Odds Ratio mittels standardisierter Prädiktoren ergab, dass die Effektgrößen der signifikanten Variablen „Distanz zu WEA“ und „Anteil Laubwald“ des Modells mit allen Rekorden (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA), als gering bewertet werden können (Tab. 13).

Tab. 13: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit einer Lautäußerung eines Buntspechts anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA). (OR = Odds Ratio, CI = Konfidenzintervall)

Parameter	OR (std.)	95 % CI	Effektgröße
Distanz zur WEA	3.31	[2.44, 4.50]	gering
Anteil Laubwald	1.72	[1.23, 2.42]	gering
max. Totholz	1.23	[0.81, 1.86]	sehr gering

Werden Rekorder näher als 150 m an der WEA ausgeschlossen, bleibt die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Buntspechts konstant (OR = 1.96, 95 % CI [0.94, 4.07], $p > 0.072$; Tab. 12, Abb. 48b). Die Kovariaten Anteile Laubwald und Totholz bleiben gegenüber dem Modell mit allen Rekordern („Gesamt“) nahezu unverändert (OR = 1.81, 95 % CI [1.02, 3.21], $p < 0.042$; OR = 1.15, 95 % CI [0.93, 1.43], $p > 0.208$ respektive). Das Modell erklärt insgesamt 0.39 (conditional R^2) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R^2) 0.01 erklären (Tab. 12).

Grünspecht

Betrachtet man die gesamte Verteilung der Rekorder um die WEA, ist der Effekt der Distanz zur nächstgelegenen WEA auf die akustische Aktivität des Grünspechts signifikant positiv (OR = 3.06, 95 % CI [1.77, 5.29], $p < 0.001$; Tab. 14). Wird der Marginaleffekt dargestellt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA-Distanz) jeweils um eine Einheit verändert, auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wobei die anderen unabhängigen Variablen am Mittelwert konstant gehalten werden, so ergibt sich aus dem Chancenverhältnis 0.03 (Odds Ratio, OR) des Achsenabschnitts (Intercept) eine Wahrscheinlichkeit von 4.98 %, in einer Entfernung von 0 m die Lautäußerung eines Grünspechts in 15 Minuten zu detektieren. Die Detektionswahrscheinlichkeit steigt um 177.46 % auf 13.81 % mit einer Entfernung von 1 km zur WEA (Abb. 49a).

Der Anteil Laubwald im Umfeld ist signifikant positiv (OR = 2.49, 95 % CI [1.39, 4.45], $p < 0.002$) während Totholz keinen Einfluss auf die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Grünspechts hat (OR = 1.07, 95 % CI [0.88, 1.29], $p > 0.511$) (Tab. 14). Das Modell erklärt insgesamt 0.36 (conditional R^2) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R^2) 0.04 erklären. Demnach wird von den zufälligen Effekten bedeutend mehr Varianz erklärt als durch die festen Effekte.

Tab. 14: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Grünspecht, inklusive („gesamt“) und exklusive der Rekorder näher als 150 m an den WEA („WEA Distanz > 150 m“). (OR = Chancenverhältnis; CI = Konfidenzintervall, p = Signifikanzwert; N = Stichprobengröße mit WP = Windparkanzahl, SN = Anzahl an Rekordern und dy = Anzahl an Erfassungstagen; marginal R^2 / Conditional R^2 = Varianz)

Prädiktor	Gesamt			Distanz zur WEA >150 m		
	OR	CI	p	OR	CI	p
Intercept	0.03	0.01 – 0.06	<0.001	0.03	0.01 – 0.08	<0.001
Distanz zur WEA	3.06	1.77 – 5.29	<0.001	1.69	0.74 – 3.88	0.212
Anteil Laubwald	2.49	1.39 – 4.45	0.002	2.16	1.14 – 4.10	0.018
Max. Totholz	1.07	0.88 – 1.29	0.511	1.19	0.96 – 1.49	0.119
N	11 WP			11 WP		
	180 SN			180 SN		
	118 yd			118 yd		

Prädiktor	Gesamt			Distanz zur WEA >150 m		
	OR	CI	p	OR	CI	p
Beobachtungen (15 Minuten Intervalle)	35.699			28.454		
Marginal R ² / Conditional R ²	0.039 / 0.362			0.021 / 0.332		

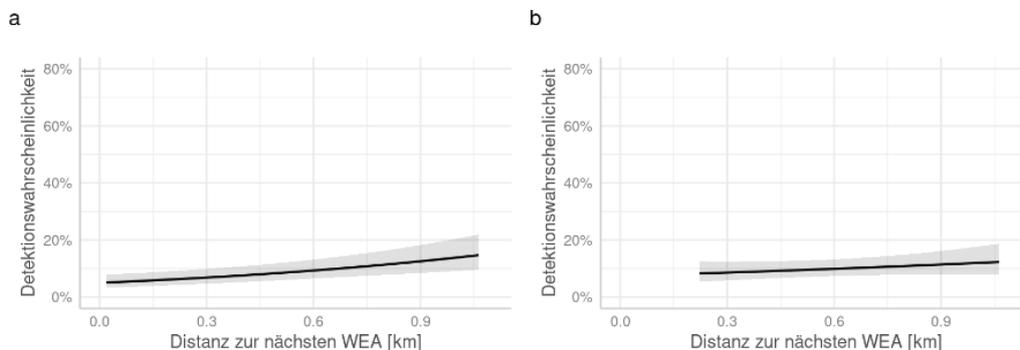


Abb. 49: Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen des Grünspechts innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz. a) inklusive aller Rekorder und b) nur der Rekorder weiter entfernt als 150 m zur WEA. Dargestellt ist der Marginaleffekt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA Distanz) auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wenn die unabhängige Variable um eine Einheit verändert. Die anderen unabhängigen Variablen werden dabei am Mittelwert konstant gehalten.

Die Einschätzung der Odds Ratio mittels standardisierter Prädiktoren ergab, dass die Effektgrößen der signifikanten Variablen „Distanz zu WEA“ und „Anteil Laubwald“ des Modells mit allen Rekordern (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA), als gering bewertet werden können (Tab. 15).

Tab. 15: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit einer Lautäußerung eines Grünspechts anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA). (OR = Odds Ratio, CI = Konfidenzintervall)

Parameter	OR (std.)	95 % CI	Effektgröße
Distanz zur WEA	1.92	[1.39, 2.64]	gering
Anteil Laubwald	1.73	[1.22, 2.46]	gering
max. Totholz	1.14	[0.77, 1.71]	sehr gering

Werden Rekorder näher als 150 m an der WEA ausgeschlossen, bleibt die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Grünspechts konstant (OR = 1.69, 95 % CI [0.74, 3.88], $p > 0.212$; Tab. 14, Abb. 49b). Die Kovariaten Anteile Laubwald und Totholz bleiben gegenüber dem Modell mit allen Rekordern („Gesamt“) nahezu unverändert (OR = 2.16, 95 % CI [1.14, 4.1], $p < 0.018$; OR = 1.19, 95 % CI [0.96, 1.49], $p > 0.119$ respektive). Das Modell erklärt insgesamt 0.33 (conditional R²) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R²) 0.02 erklären (Tab. 14).

Schwarzspecht

Betrachtet man die gesamte Verteilung der Rekorder um die WEA, ist der Effekt der Distanz zur nächstgelegenen WEA auf die akustische Aktivität des Schwarzspechts signifikant positiv (OR = 4.15, 95% CI [2.44, 7.04], $p < 0.001$; Tab. 16). Wird der Marginaleffekt dargestellt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA-Distanz) jeweils um eine Einheit verändert, auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wobei die anderen unabhängigen Variablen am Mittelwert konstant gehalten werden, so ergibt sich aus dem Chancenverhältnis 0.03 (Odds Ratio, OR) des Achsenabschnitts (Intercept) eine Wahrscheinlichkeit von 1,8 %, in einer Entfernung von 0 m den Flugruf eines Schwarzspechts in 15 Minuten zu detektieren. Die Detektionswahrscheinlichkeit steigt um 292,53 % auf 7,06 % mit einer Entfernung von 1 km zur WEA (Abb. 50a).

Der Anteil Laubwald im Umfeld (OR = 0.98, 95 % CI [0.57, 1.68], $p > 0.941$) sowie Totholz haben keinen Einfluss auf die Detektionswahrscheinlichkeit von Schwarzspecht Flugrufen (OR = 0.88, 95 % CI [0.75, 1.04], $p > 0.125$) (Tab. 16).

Das Modell erklärt insgesamt 0.28 (conditional R^2) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R^2) 0.04 erklären. Demnach wird von den zufälligen Effekten bedeutend mehr Varianz erklärt als durch die festen Effekte (Tab. 16)

Tab. 16: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Schwarzspecht, inklusive („gesamt“) und exklusive der Rekorder näher als 150 m an den WEA („WEA Distanz > 150 m“). (OR = Chancenverhältnis; CI = Konfidenzintervall, p = Signifikanzwert; N = Stichprobengröße mit WP = Windparkanzahl, SN = Anzahl an Rekordern und dy = Anzahl an Erfassungstagen; marginal R^2 / Conditional R^2 = Varianz)

Prädiktor	Gesamt			Distanz zur WEA >150 m		
	OR	CI	p	OR	CI	p
Intercept	0.03	0.01 – 0.05	<0.001	0.05	0.02– 0.11	<0.001
Distanz zur WEA	4.15	2.44 – 7.04	<0.001	1.87	0.88 – 4.00	0.106
Anteil Laubwald	0.98	0.57 – 1.68	0.941	0.80	0.45 – 1.42	0.447
Max. Totholz	0.88	0.75 – 1.04	0.125	0.90	0.76 – 1.07	0.238
N	11 WP			11 WP		
	180 SN			180 SN		
	118 yd			118 yd		
Beobachtungen (15 Minuten Intervalle)	35.699			28.454		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.042 / 0.282			0.009 / 0.249		

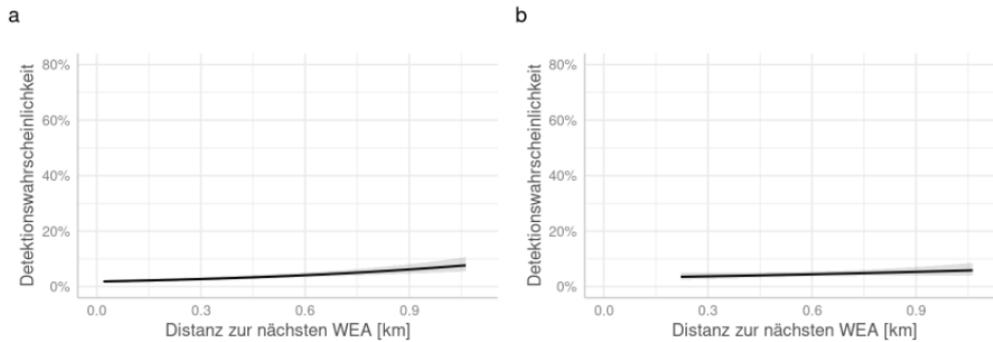


Abb. 50: Detektionswahrscheinlichkeit von Flugrufen eines Schwarzspechts innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz. a) inklusive aller Rekorder und b) nur der Rekorder weiter entfernt als 150 m zur WEA. Dargestellt ist der Marginaleffekt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA Distanz) auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wenn die unabhängige Variable um eine Einheit verändert. Die anderen unabhängigen Variablen werden dabei am Mittelwert konstant gehalten.

Die Einschätzung der Odds Ratio mittels standardisierter Prädiktoren ergab, dass die Effektgrößen der signifikanten Variablen „Distanz zu WEA“ und „Anteil Laubwald“ des Modells mit allen Rekordern (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA), als gering bewertet werden können (Tab. 17).

Tab. 17: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit des Flugrufs eines Schwarzspechts anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA). (OR = Odds Ratio, CI = Konfidenzintervall)

Parameter	OR (std.)	95 % CI	Effektgröße
Distanz zur WEA	2.29	[1.68, 3.11]	gering
Anteil Laubwald	0.99	[0.71, 1.37]	sehr gering
max. Totholz	0.77	[0.55, 1.08]	sehr gering

Werden Rekorder näher als 150 m an der WEA ausgeschlossen, bleibt die Detektionswahrscheinlichkeit des Flugrufs eines Schwarzspechts konstant (OR = 1.87, 95 % CI [0.88, 4], $p > 0.106$; Tab. 16, Abb. 50b). Die Kovariaten Anteile Laubwald und Totholz bleiben gegenüber dem Modell mit allen Rekordern („Gesamt“) nahezu unverändert (OR = 0.8, 95 % CI [0.45, 1.42], $p > 0.447$; OR = 0.9, 95 % CI [0.76, 1.07], $p > 0.238$ respektive). Das Modell erklärt insgesamt 0.25 (conditional R^2) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R^2) 0.01 erklären (Tab. 16).

Waldkauz

Betrachtet man die gesamte Verteilung der Rekorder um die WEA, ist der Effekt der Distanz zur nächstgelegenen WEA auf die akustische Aktivität des Waldkauzes signifikant positiv (OR = 4.53, 95 % CI [2.86, 7.17], $p < 0.001$; Tab. 18). Wird der Marginaleffekt dargestellt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA-Distanz) jeweils um eine Einheit verändert, auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wobei die anderen unabhängigen Variablen am Mittelwert konstant gehalten werden, so ergibt sich aus dem Chancenverhältnis 0.02 (Odds Ratio, OR) des Achsenabschnitts (Intercept) eine Wahrscheinlichkeit von 3,35 %, in einer Entfernung von 0 m die Lautäußerung eines Waldkauzes in 15 Minuten zu detektieren. Die Detektionswahrscheinlichkeit steigt um 304,78 % auf 13,55 % mit einer Entfernung von 1 km zur WEA (Abb. 51a)

Der Anteil Laubwald im Umfeld (OR = 1.48, 95 % CI [0.90, 2.41], $p > 0.120$) sowie Totholz haben keinen Einfluss auf die Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen eines

Waldkauzes (OR = 1.04, 95% CI [0.98, 1.21], $p > 0.619$) (Tab. 18). Das Modell erklärt insgesamt 0.34 (conditional R^2) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R^2) 0.04 erklären. Demnach wird von den zufälligen Effekten bedeutend mehr Varianz erklärt als durch die festen Effekte (Tab. 18)

Tab. 18: Regressionsparameter der generalisierten gemischten Modelle für den Waldkauz, inklusive („gesamt“) und exklusive der Rekorder näher als 150 m an den WEA („WEA Distanz > 150 m“).

(OR = Chancenverhältnis; CI = Konfidenzintervall, p = Signifikanzwert; N = Stichprobengröße mit WP = Windparkanzahl, SN = Anzahl an Rekordern und dy = Anzahl an Erfassungstagen; marginal R^2 / Conditional R^2 = Varianz)

Prädiktor	Gesamt			Distanz zur WEA >150 m		
	OR	CI	p	OR	CI	p
Intercept	0.02	0.01 – 0.05	<0.001	0.05	0.02– 0.09	<0.001
Distanz zur WEA	4.53	2.86 – 7.17	<0.001	2.33	1.22 – 4.45	0.010
Anteil Laubwald	1.48	0.90 – 2.41	0.120	1.21	0.73 – 2.01	0.463
Max. Totholz	1.04	0.89 – 1.21	0.619	1.04	0.88 – 1.23	0.619
N	11 WP			11 WP		
	184 SN			184 SN		
	238 yd			238 yd		
Beobachtungen (15 Minuten Intervalle)	62.753			50.063		
Marginal R^2 / Conditional R^2	0.043 / 0.339			0.008 / 0.285		

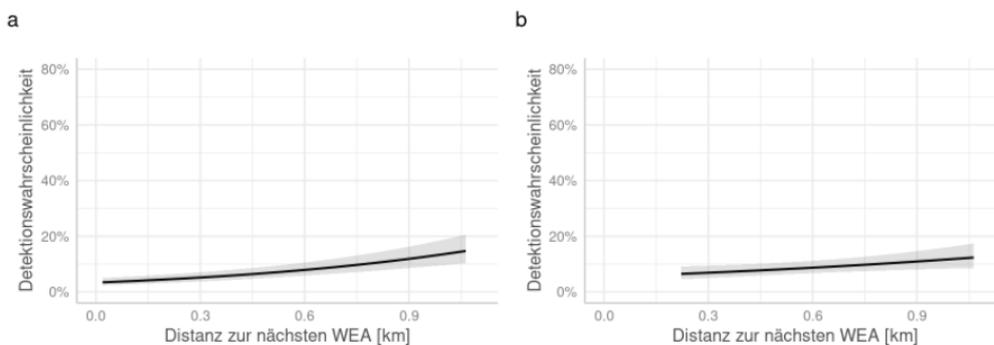


Abb. 51: Detektionswahrscheinlichkeit von Lautäußerungen eines Waldkauzes innerhalb von 15 Minuten in Abhängigkeit zur WEA-Distanz. a) inklusive aller Rekorder und b) nur der Rekorder weiter entfernt als 150 m zur WEA. Dargestellt ist der Marginaleffekt, d. h. der Effekt der unabhängigen Variablen (WEA Distanz) auf die abhängige Variable (Detektionswahrscheinlichkeit), wenn die unabhängige Variable um eine Einheit verändert. Die anderen unabhängigen Variablen werden dabei am Mittelwert konstant gehalten.

Die Einschätzung der Odds Ratio mittels standardisierter Prädiktoren ergab, dass die Effektgrößen der signifikanten Variablen „Distanz zu WEA“ und „Anteil Laubwald“ des Modells mit allen Rekordern (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA), als gering bewertet werden können (Tab. 19).

Tab. 19: Einschätzung der Effektgrößen auf die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Waldkauzes anhand der standardisierten, unabhängigen Variablen des Gesamtmodells (inklusive der Rekorder < 150 m Distanz zur WEA). (OR = Odds Ratio, CI = Konfidenzintervall)

Parameter	OR (std.)	95 % CI	Effektgröße
Distanz zur WEA	2.37	[1.82, 3.09]	gering
Anteil Laubwald	1.25	[0.94, 1.66]	sehr gering
max. Totholz	1.08	[0.79, 1.48]	sehr gering

Werden Rekorder näher als 150 m an der WEA ausgeschlossen, bleibt die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Waldkauzes nahezu konstant (OR = 2.33, 95 % CI [1.22, 4.45], $p < 0.01$; Tab. 18, Abb. 51b). Die Kovariaten Anteile Laubwald und Totholz bleiben gegenüber dem Modell mit allen Rekordern („Gesamt“) nahezu unverändert (OR = 1.21, 95 % CI [0.73, 2.01], $p > 0.463$; OR = 1.04, 95 % CI [0.88, 1.23], $p > 0.619$ respektive). Das Modell erklärt insgesamt 0.29 (conditional R^2) der Varianz, während die festen Effekte allein (marginal R^2) 0.01 erklären (Tab. 18).

5.3 Diskussion

5.3.1 Untersuchungsmethode

Grundlage des hier durchgeführten Untersuchungskonzeptes war eine neue Erfassungsmethode zum Nachweis von Zielvogelarten mittels automatisierter akustischer Erfassungen durch autonome Vogelstimmenrekorder. Hierfür wurden im Rahmen des Vorhabens umfangreiche und anspruchsvolle Eigenentwicklungen sowohl in Bezug auf die Hardware (Rekorder) als auch auf die Software (Ruferkennung durch ein neuronales Netz) vorgenommen.

Um diese Methode hinsichtlich ihrer Verlässlichkeit einschätzen zu können, fanden parallel in einem Windpark detaillierte Referenz-Kartierungen von Revieren und Bruthöhlen statt. Die Ergebnisse des Methodenvergleichs konnten zeigen, dass die akustische Methode zu einem vergleichbaren Muster der räumlichen Verteilung der Spechte führte und somit für die Untersuchung der vorliegenden Fragestellung grundsätzlich geeignet ist.

Mit der angewendeten Methode der automatisierten, akustischen Erfassung konnte ein sehr großer Datensatz in hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung generiert und damit eine solide Datengrundlage für statistische Auswertungen geschaffen werden. Eine vergleichbar große Datenmenge mit einer klassischen Kartiermethode zu gewinnen ist nicht möglich, der personelle, zeitliche und monetäre Aufwand wäre enorm.

Zudem erlaubt die Methode der akustischen Erfassung durch autonome Geräte eine nahezu objektive Erfassungsmöglichkeit, lediglich bei der Standortwahl für die Erfassungsgeräte sind subjektive Präferenzen nicht ausschließbar, wobei hier der Einfluss von Erfahrungswerten für die Wahl eines geeigneten Standortes durchaus gewünscht ist. Darüber hinaus erfassen die Geräte wetterunabhängig Daten. Auch hierbei werden subjektive Präferenzen durch die kartierende Person ausgeschlossen. Zwar gibt es allgemeine Empfehlungen für optimale Wetterbedingungen für die Kartierung bestimmter Zielarten (Südbeck et al. 2005), jedoch sind damit unweigerlich Kartierungen zu anderen Wetterbedingungen unterrepräsentiert. Jedoch können auch diese einen wertvollen Beitrag zum Kenntnisstand hinsichtlich des Verhaltensrepertoires einer Tierart leisten, sofern Wind- oder Regengeräusche noch eine automatische Auswertung zulassen.

Zusätzlich zur Objektivität gewährleistet diese neue Erfassungsmethode auch eine vollständige Datentransparenz. Aufgezeichnete Aufnahmen können nachgehört und so bspw.

akustische Nachweise überprüft und auch Vorkommen seltener Vogelarten zweifelsfrei belegt werden.

Hinsichtlich der automatisierten Auswertung durch ein neuronales Netz konnten bezüglich der Klassifizierungsgenauigkeit teilweise sehr gute Ergebnisse (z. B. Buntspecht, siehe Kap. 5.2.2.2) erzielt werden, wobei hier die vorhandenen Trainingsdaten einen zentralen Einfluss haben und damit auch den limitierenden Faktor darstellen. Im Vergleich zu häufigeren Arten ist es für seltene Arten entsprechend schwieriger, eine ausreichend große Anzahl an Trainingsdaten zu generieren, um eine hohe Klassifizierungsgenauigkeit des neuronalen Netzes zu erreichen. Trotzdem sind auch seltene Arten bei einem ausreichend großen Trainingsdatensatz verlässlich bestimmbar. So ist nicht nur die Waldschneepfe – die aufgrund der geringen Klassifizierungsgenauigkeit bei der vorliegenden, statistischen Auswertung ausgeschlossen werden musste – im Nachhinein noch auswertbar, sondern auch für andere Vogelarten könnten, nach einem ausreichenden Training des Neuronalen Netzes, zusätzliche Auswertungen stattfinden. Vorteilhaft ist diese Option im Besonderen dann, wenn im Laufe eines Projekts neue Fragestellungen (mit anderen Zielarten) aufgeworfen werden, die mit klassischen Kartiermethoden von Anfang an hätten berücksichtigt werden müssen.

Damit bietet die hier vorgestellte automatisierte, akustische Erfassungs- sowie Auswertungsmethode insgesamt wesentliche Vorteile gegenüber einer vergleichbaren, klassischen Erfassungsmethode. Mögliche, technische Ausfälle oder auch ein Diebstahl der Geräte müssen jedoch berücksichtigt werden. Zudem unterliegt die Standortwahl für die Geräte Limitationen. So muss aufgrund der Stromversorgung via Solarpanel eine ausreichende Sonneneinstrahlung gewährleistet sein. Es gilt zudem zu berücksichtigen, dass die Methode ausschließlich akustische Erfassungen inkludiert, daher können bspw. Verhaltensweisen, die einer kartierenden Person – zusätzlich zur akustischen Erfassung – auffallen, nicht dokumentiert werden.

Eine Kombination von mehreren Methoden kann helfen, die Grenzen einer Methode durch die Möglichkeiten einer anderen Methode auszugleichen und umgekehrt. Bspw. erfolgten in der vorliegenden Untersuchung auch Bruthöhlenkartierungen. Diese lieferten wertvolle zusätzliche Informationen über den Aufenthaltsort und die Habitatnutzung der Zielvogelarten in einem bestimmten Gebiet. Akustische Aktivitäten können in verschiedenen Verhaltenszusammenhängen (z. B. Revierverteidigung, Nahrungssuche) und an verschiedenen Orten erfolgen. Die Wahl des Brutplatzes hingegen ist deutlich stärker von der Habitatqualität und dem Vorhandensein bestimmter Requisiten abhängig als die Rufaktivität.

Letztlich muss die Methodenwahl auf die zu untersuchende Fragestellung abgestimmt werden und stellt damit immer eine Abwägung an Informationsgewinn/-qualität und Aufwand dar.

5.3.2 Ergebnisse

In dieser Studie wurde untersucht, ob die räumliche Nähe zu WEA einen Einfluss auf die akustische Aktivität von bestimmten Zielvogelarten hat, wobei die Arten Bunt-, Grün- und Schwarzspecht sowie der Waldkauz ausgewertet werden konnten. Neben der Distanz zur WEA wurde zusätzlich der Einfluss der Habitatqualität (in Form von den Parametern mittelalter bis alter Laubwald sowie Totholz) auf die Rufaktivität der Zielvogelarten untersucht.

Die aufgezeichnete akustische Aktivität deckt sich gut mit der Häufigkeit der Vorkommen der Arten. Buntspechte etwa sind weit verbreitet, weshalb für diese Art – im Vergleich zu den anderen untersuchten Vogelarten – insgesamt auch die meisten Rufe aufgezeichnet werden konnten.

Die Habitatqualität (mittelalter bis alter Laubwald sowie Totholz) war über alle Distanzen von 0 m bis 1 km zur WEA etwa gleich. Für den Parameter Totholz konnte für keine der untersuchten Arten ein signifikanter Effekt nachgewiesen werden und hatte demnach keinen Einfluss auf die Rufaktivität der Zielvogelarten. Ein signifikant positiver Zusammenhang konnte zwischen den Anteilen an Laubwald und der Detektionswahrscheinlichkeit einer Lautäußerung des Bunt- und des Grünspechts nachgewiesen werden. Dieses Ergebnis deckt sich mit der Experteneinschätzung, dass alte Laubwälder ein bevorzugtes Habitat für Spechte darstellen und auf die Verteilung der Aktivität in den Waldgebieten einen entsprechenden Einfluss haben. Für die Detektionswahrscheinlichkeit eines Schwarzspecht-Flugrufes konnte kein signifikanter Zusammenhang hinsichtlich des Laubwaldanteils nachgewiesen werden. Da diese Vögel einen großräumigen Aktionsradius haben und der Flugruf tatsächlich nur im Flug geäußert wird, ist hier ein Bezug zum Habitat möglicherweise nicht gegeben. Auch für die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung eines Waldkauzes konnte für keine der untersuchten Habitatparameter ein signifikanter Zusammenhang festgestellt werden, das lässt vermuten, dass die untersuchten Habitatparameter bei der Rufaktivität des Waldkauzes eine geringe Rolle spielen.

Die Ergebnisse der statistischen Modellierung zeigten, dass die akustische Aktivität für alle betrachteten Zielvogelarten mit der Entfernung zu WEA anstieg. Dies bedeutet im Umkehrschluss, dass es nahe der WEA weniger wahrscheinlich war, einen Ruf aufzunehmen. Wurden jedoch Rekorder in direkter Nähe zu den WEA (unter 150 m zur WEA) aus den Modellen ausgeschlossen, konnte kein Effekt der Distanz zur WEA auf die akustische Aktivität der untersuchten Spechtarten mehr beobachtet werden. Für die Rufaktivität des Waldkauzes wurde hingegen auch nach dem Ausschluss der Rekorder unter 150 m zur WEA ein leicht signifikanter Effekt festgestellt. Im Folgenden werden mögliche Erklärungen für die Ergebnisse hinsichtlich des Effekts der WEA-Distanz auf die Rufaktivität der Zielvogelarten diskutiert:

1. Physische Absenz der Zielvogelarten

Die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung der untersuchten Vogelarten ist nahe an der WEA geringer als weiter von der WEA entfernt, da die Vögel diesen Bereich häufiger meiden und damit in diesem Bereich auch weniger häufig Lautäußerungen der untersuchten Vögel aufgezeichnet werden können.

- a) Ein Meideverhalten wird durch die strukturelle Kulisse ausgelöst, d. h. durch die WEA sowie die Freiflächen in direkter Nähe zur WEA (Kranstellflächen und Zufahrtswege). Um diese Hypothese zu testen, wäre ein Vorher-Nachher-Design nötig, wobei das Habitat und die akustische Aktivität der Vögel vor und nach dem Bau einer WEA untersucht werden (vgl. Steinborn et al. 2011).
- b) Ein Meideverhalten wird durch den erhöhten Lärmpegel nahe der WEA ausgelöst, die strukturelle Kulisse spielt keine Rolle.
Für das Testen dieser Hypothese wären Playback-Experimente geeignet, die quantifizieren, wie Vögel auf WEA-Lärm reagieren (vgl. Zwart et al. 2016))

2. Physische Präsenz aber akustische Absenz der Zielvogelarten

Die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung der untersuchten Vogelarten ist nahe an der WEA geringer als weiter von der WEA entfernt, da die Vögel in diesem Bereich ihre akustische Aktivität einschränken, ansonsten jedoch diesen Bereich gleich häufig nutzen, wie weiter von der WEA entfernt.

Diese Hypothese kann lediglich durch eine visuelle Vogelkartierung geprüft werden, wobei die methodische Umsetzung in einem Waldhabitat sehr aufwändig ist.

3. Physische und akustische Präsenz der Zielvogelarten – Maskierungseffekt

Die Detektionswahrscheinlichkeit der Lautäußerung der untersuchten Vogelarten ist nahe an der WEA geringer als weiter von der WEA entfernt, da die Vokalisationen der Zielvogelarten häufiger von Störgeräuschen maskiert werden. Dabei wird der Bereich nahe der WEA von den Zielvogelarten gleich häufig genutzt, wie weiter von der WEA entfernt. Die WEA löst weder strukturell noch akustisch ein Meideverhalten aus.

In Kap. 4.2.1 wurde bereits auf die Verlärmung durch künstliche Störgeräusche, wie u. a. WEA-Betriebs- und Stellgeräusche eingegangen. In Abb. 10 konnte zudem gezeigt werden, dass niederfrequente Störgeräusche über deutlich weitere Distanzen feststellbar sind als hochfrequente Geräusche. Dieses Prinzip lässt sich physikalisch erklären, da sich niederfrequenter Schall aufgrund seiner Langwelligkeit weniger schnell abschwächt, als dies bei hochfrequentem Schall gegeben ist. Die Störgeräusche nahe der WEA treten über die komplett erfasste Frequenzbandbreite (bis 14 kHz) auf (Abb. 10). Hierbei kann es zu einem Maskierungseffekt kommen und die akustische Aktivität der untersuchten Spechtarten wird weniger häufig erfasst als in größerer Entfernung (über 150 m Distanz) zur WEA. Ein Indiz für diese Hypothese liefert die zusätzlich durchgeführte Spechtkartierung, dabei konnten besetzte Spechthöhlen bzw. -reviere in unmittelbarer Nähe zur WEA dokumentiert werden (siehe Kap. 5.2.1). Für die akustische Erfassung des Waldkauzes könnte der Maskierungseffekt auch über die 150 m Entfernung zur WEA anhalten und den signifikanten Effekt in beiden statistischen Modellen (mit und ohne Rekorder < 150 m WEA-Distanz) erklären, da diese Vogelart verglichen zu den Spechtarten relativ niederfrequente Vokalisationen (meist unter 1 kHz) äußert.

Diese Hypothese könnte durch eine weitere Analyse der hier erfassten, akustischen Daten – unter Berücksichtigung des WEA-Betriebs – erfolgen. Ziel wäre es dabei, die akustische Aktivität der Zielvogelarten mit und ohne WEA-Betrieb (basierend auf dem gemessenen Lärmpegel je Aufnahme) zu vergleichen.

Derzeit lässt sich anhand der vorgenommenen Auswertung und des angewendeten Untersuchungsdesigns nicht eindeutig beurteilen, welche der hier genannten Hypothesen(-kombinationen) tatsächlich zutrifft. Die aufgeführten Untersuchungsmethoden zur Prüfung der Hypothesen könnten in Folgestudien adressiert werden. Insbesondere der Maskierungseffekt ließe sich durch eine Erweiterung der bereits durchgeführten Auswertung überprüfen (Kap. 7).

6 Arbeitspaket 4 Naturschutzfachliche Handlungshinweise

6.1 Grundlagen

In Reichenbach et al. (2015) erfolgte eine umfangreiche Darlegung des Wissensstandes hinsichtlich Durchführung und Wirksamkeit von Maßnahmen zur Konfliktbewältigung bei Planung und Errichtung von Windenergieanlagen im Wald. Darüber hinaus wurden aus den durchgeführten empirischen Erhebungen, Daten-, Gutachten- und Literaturrecherchen sowie den entsprechenden Auswertungen Planungs- und Zulassungsempfehlungen für WEA im Wald für die Themenkomplexe Untersuchungsmethoden, Vermeidung und Minimierung sowie vorgezogene Ausgleichs- und Kompensationsmaßnahmen abgeleitet.

Für die Untersuchung der Vögel in einem Zulassungsverfahren wurde empfohlen, den Aufwand für die Bestandserfassung gezielt auf diejenigen Arten/Artengruppen zu fokussieren, für die von einer eingriffstypenspezifischen Betroffenheit ausgegangen werden kann. Auf Grundlage der vorliegenden Untersuchungsergebnisse wurde eine aufwändige quantitative Erfassung der Singvogelzönose nicht für erforderlich gehalten (abgesehen von Rote Liste-Arten). Stattdessen sollten sich die Erfassungen auf die Artengruppen der Greif- und Großvögel, Spechte und Eulen sowie besonders empfindliche und/oder gefährdete Arten konzentrieren. Für diese Artengruppen wurde eine möglichst genaue Erfassung unter Berücksichtigung der artspezifischen Anforderungen an die optimalen Untersuchungsmethoden empfohlen. Darüber hinaus können bei möglichen Vorkommen von Arten wie Raufußhühnern, Kranich, Schwarzstorch oder einer Reihe von Greifvogelarten zusätzliche Raumnutzungsanalysen für die Ermittlung von Brutplätzen und wichtigen Funktionsräumen sowie Flugkorridoren notwendig werden.

Als Maßnahmen zur Vermeidung und Minimierung der Auswirkungen durch WEA im Wald wurden von Reichenbach et al. (2015) insbesondere die Lenkung der Windkraftentwicklung in möglichst konfliktarme Räume (Macrositing), die kleinräumige Standortoptimierung (Micrositing) und der Einsatz einer Umweltbaubegleitung empfohlen. Darüber wurden von den Autoren folgende Empfehlungen zur Vermeidung und Minimierung von Beeinträchtigungen aus den Ergebnissen des Forschungsvorhabens abgeleitet:

- Rodungs- und Bauzeitenoptimierung,
- Vermeidung von Attraktionswirkungen im Windpark sowie Maßnahmen zur Weglockung von Vögeln,
- Betriebseinschränkungen,
- Empfehlungen zur Rekultivierung temporär genutzter Flächen im Wald.

Nicht vermeidbare Beeinträchtigungen durch WEA im Wald lassen sich vor allem durch die Schaffung naturnaher ungenutzter Laubwaldflächen mit einem hohen Alt- und Totholzanteil ausgleichen bzw. kompensieren. Für eine vorgezogen wirksame Bereitstellung neuer Lebensstätten bieten sich für einige Arten künstliche Nest- bzw. Quartierangebote (z. B. Nistkästen, Horstunterlagen) an, die der zeitlichen Überbrückung bis zur vollen Funktionsfähigkeit der Habitate in den aus der Nutzung genommenen Waldflächen dienen (Reichenbach et al. 2015).

6.2 Folgerungen aus den erzielten Ergebnissen

Derzeit lässt sich auf der Basis der vorgenommenen Auswertung nicht eindeutig klären, ob im Nahbereich der WEA (bis ca. 150 m) ein Verdrängungseffekt auf die untersuchten Zielarten oder zumindest eine teilweise Minderung der Habitatqualität auftreten. Sollte sich jedoch

im Zuge weiterer Auswertungen und Untersuchungen bestätigen, dass im Nahbereich von WEA von Beeinträchtigungen von Spechten, Waldkauz und ggf. auch der Waldschnepfe auszugehen ist, würde dies einer Funktionsminderung auf einer Fläche von ca. 7 ha pro WEA entsprechen. Anhand von Abb. 47 lässt sich anhand der Verringerung der akustischen Aktivität gegenüber den weiter entfernten Bereichen grob abschätzen, dass sich diese etwaige Funktionsminderung beim Buntspecht auf ca. 50 % und bei Schwarz- und Grünspecht sowie beim Waldkauz auf etwa 20 % belaufen würde. Hieraus würde bei Orientierung an den ökologisch anspruchsvolleren Arten Schwarz- und Grünspecht ein Kompensationsbedarf von ca. 1,4 ha pro WEA resultieren, im Sinne einer Aufwertung bestehender Waldflächen durch punktuelle bzw. kleinflächige Maßnahmen. Diese können mit dem ohnehin im Zuge des jeweiligen Vorhabens entstehenden Kompensationsbedarf kombiniert werden (Mehrfachkompensation). Derzeit lässt sich allerdings aus den vorliegenden Ergebnissen eine erhebliche Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes oder die Notwendigkeit einer Vermeidung erheblicher Störungswirkungen nicht zwingend ableiten. Die durchgeführte sehr intensive Spechtkartierung (Kap. 5.2.1) gibt ebenfalls keine Hinweise in diese Richtung, auch wenn die Stichprobe an nur zwei WEA klein ist.

Generell erscheint es allerdings sinnvoll, ohnehin erforderliche Kompensationsmaßnahmen im Wald auf die Habitatansprüche von Spechten auszurichten, wovon auch zahlreiche andere Arten profitieren. Das LANUV NRW schlägt als Artenschutzmaßnahmen für den Schwarzspecht sowie für weitere Spechtarten Nutzungsverzicht / Erhöhung des Erntealters in Altholzbeständen/Förderung von stehendem Totholz sowie die Strukturierung von Waldbeständen vor.⁴

In dem vorliegenden Zusammenhang sind folgende Aspekte der Empfehlungen des LANUV besonders zu betonen:

- Sicherung von Gehölzbeständen, die als Bruthabitat besonders geeignet sind, durch Nutzungsverzicht oder Erhöhung des Erntealters (solange geeignete Altbäume ein limitierender Faktor sind, dürfen bestehende Altbäume nicht eingeschlagen werden);
- Erhöhung des Totholzanteils durch Erhalt von stehenden Totbäumen sowie durch Ringeln oder Belassen von Hochstümpfen bei Durchforstungen;
- Umsetzung der o. g. Maßnahmen flächenhaft, als Baumgruppe oder einzelbaumbezogen;
- Strukturierung durch hohen Grenzlinienanteil und Wechsel von besonnten Bereichen / Lichtungen (z. B. besonnte Schneisen, kleine Lichtungen), mäßig beschatteten und beschatteten, dunkleren Bereichen;
- Belassen und Freistellen von Baumstubben, insbesondere vom Nadelholz;
- Strukturierung einschichtig ausgeprägter Altersklassenbestände von Koniferen (v. a. Fichte) durch kleinräumiges Nebeneinander verschiedener Altersstufen (Mehrschichtigkeit);
- Aufgrund der Größe des Aktionsraumes des Schwarzspechts ist eine flächendeckende Optimierung von Nahrungshabitaten nicht möglich und sinnvoll. Die Lebensraumkapazität kann aber durch mehrere punktuelle, verteilt liegende Maßnahmenflächen qualitativ erhöht werden.

⁴ <https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/massn/103161>, abgerufen am 28.05.2021

7 Arbeitspaket 5 Konzepte für den weiteren Forschungsbedarf

Zum einen ergeben sich aus dem vorliegenden Vorhaben Forschungsfragen, die mithilfe des bereits bestehenden Datensatz untersucht werden können, zum anderen stehen bei der Erschließung von Windparkstandorten im Wald neben den in dem vorliegenden Vorhaben zu untersuchenden Arten (Spechte, Eulen, Waldschnepfe) weitere Arten im Fokus, für die ebenfalls der bisherige Wissensstand hinsichtlich des Ausmaßes etwaiger Störungswirkungen noch sehr unzureichend ist. Dazu gehören u. a. der Ziegenmelker und der Mäusebussard. Daher sollen auf der Grundlage der gewonnenen Erfahrungen am Ende des Projektes Vorschläge für eine Untersuchungskonzeption zur Ermittlung störungsbedingter Einflüsse von WEA im Wald auf die Arten Ziegenmelker und Mäusebussard erarbeitet werden.

7.1 Weitere Auswertung der bereits gesammelten Daten

Wie schon in Kap. 5.3.2 erläutert, ist eine Maskierung durch den Lärm der WEA bei der Detektion von Lautäußerungen der Zielarten wahrscheinlich. Um diesen Aspekt zu untersuchen, wäre eine Auswertung möglich, die den Betrieb der WEA berücksichtigt und für Zeiträume, in denen die WEA außer Betrieb ist, die akustische Aktivität der Zielvogelarten berücksichtigt.

Durch die Erfassungszeiten, welche die frühen Morgenstunden von März bis Juni abdecken, ergibt sich die Möglichkeit weitere naturschutzrelevante Arten, die in den bereits gesammelten Daten enthalten sind, auszuwerten (z. B. Turteltaube, Baumpieper, Waldlaubsänger, etc.). Die akustischen Daten sowie die Kartierungen der Habitatparameter liegen bereits vor. Zudem wurden die Auswertungsroutinen bereits entwickelt. Um die bestehende Auswertung auf weitere Lautäußerungen von bereits bestehenden oder auch neuen Zielarten auszuweiten, benötigt es daher lediglich einen entsprechend großen Trainingsdatensatz, um ein zuverlässiges Neuronales Netz zur automatisierten Erkennung zu trainieren.

Unabhängig von der Fragestellung zur Windenergie bietet der Datensatz weitere interessante Fragestellungen, die ausgewertet werden können, zum Beispiel Artvorkommen in Bezug zu weiteren Aspekten wie Siedlungsnähe, Straßen, Waldrand, etc. Auch fand durch die Erfassung im Jahr 2019 vor der Corona-Pandemie und im Jahr 2020 während der Corona-Pandemie ein einzigartiges Experiment statt, welches ermöglichen könnte, die Effekte von anthropogenem Lärm, insbesondere in Bezug auf Verkehrslärm zu untersuchen, da die Mobilität im Frühjahr 2020 in einem Maße eingeschränkt war, wie sie in dieser Art vermutlich nie wieder eingeschränkt sein wird.

7.2 Ziegenmelker

Der Ziegenmelker wird von Langgemach & Dürr (2020) als sehr empfindlich gegenüber WEA eingestuft. Die Autoren gehen von einer Räumung der Windparkfläche bzw. von einer sehr starken Bestandsausdünnung (> 50 %) sowie von Meidungsabständen von etwa 200 bis 250 m aus. Diese Einstufung beruht im Wesentlichen auf Ergebnissen mehrjähriger Monitoring-Untersuchungen, die überwiegend im Zeitraum 2007 bis 2009 errichtet wurden. Die LAG VSW (2015) empfiehlt einen Mindestabstand von 500 m zu regelmäßigen Brutvorkommen.

Unter Einbeziehung von Untersuchungen aus anderen Ländern ergibt sich jedoch ein sehr inkonsistentes Bild hinsichtlich des Ausmaßes von Vertreibungswirkungen von WEA auf Ziegenmelker (Traxler 2019). So wurde in einem Windpark in Schweden eine Zunahme der Anzahl der singenden Männchen um bis zu 60 % festgestellt. In Wales wurde an drei modernen Windparks mittels Radiotelemetrie ermittelt, dass sowohl die Anzahl der Brutreviere als auch deren Bruterfolg nach Errichtung der WEA konstant blieb, wobei mehrfach Nester in einem Abstand von 60 m zur nächsten WEA gefunden wurden. In einem Windpark in

Bulgarien wurden Flugaktivitäten innerhalb einer Distanz von 100 m zur nächsten WEA sowie singende Männchen innerhalb einer Distanz von 200 m ermittelt (alle Angaben aus Traxler 2019). Auch aktuelle Zufallsbeobachtungen aus Deutschland (ornitho.de) zeigen Nachweise von Ziegenmelkern, meist singende Männchen, innerhalb oder nahe von Windparks (Abb. 53 bis Abb. 56).

Bei einem Vergleich von Untersuchungen an älteren Windparks mit geringen WEA-Abständen (bis ca. 250 m) und neueren Windparks mit deutlich größeren WEA-Abständen (> 600 m) zeigt sich, dass die Barrieren-Kulisse und die Schallimmissionen im Windpark-Zentrum in letzteren deutlich geringer sind. Dies könnte eine Ursache für die unterschiedlichen Untersuchungsergebnisse sein, wobei auch das Park-Layout (kompakt oder linear) eine Rolle spielen kann. Traxler (2019) folgert, dass in modernen Windparks nicht von einem Vertreibungseffekt über 100 m ausgegangen werden kann. Demzufolge würden Flächen innerhalb von modernen Windparks ihre Lebensraumfunktion für Ziegenmelker weiterhin behalten.

Die vorliegenden (überwiegend älteren) Kenntnisse aus Deutschland stehen somit in deutlichem Widerspruch zu jüngeren Studien aus anderen europäischen Ländern. Im Zuge des weiteren Ausbaus der Windenergie innerhalb oder am Rande von Waldflächen mit Funktion als Ziegenmelker-Lebensraum stellt sich somit die Frage nach weiterführenden Studien zu dieser Art hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber modernen WEA-Typen. Dies gilt insbesondere für das Land Brandenburg, das gemäß Langgemach & Dürr (2020) eine hohe Verantwortung für den Ziegenmelker hat, da hier ca. ein Drittel des deutschen Bestandes brütet.

Unter Anwendung der in diesem Vorhaben bereits erfolgreich eingesetzten innovativen Methode der automatisierten akustischen Erfassung wird die nachfolgend beschriebene Vorgehensweise vorgeschlagen.

Recherche Untersuchungsgebiete

In einem ersten Schritt wurde ermittelt, ob die Problemstellung Ziegenmelker und Windkraft in Windparks in Deutschland überhaupt untersucht werden kann. Hierzu wurden potenzielle Untersuchungsgebiete durch die frei verfügbaren Daten der ornitho.de Plattform des Dachverbands Deutscher Avifaunisten ermittelt. Es wurden gemeldete Zufallsbeobachtungen für die Jahre 2014-2019 teilweise zusammengetragen und mit den Positionen des aktuellen WEA-Bestandes verschnitten (siehe Abb. 52 bis Abb. 56). Diese Daten legen nahe, dass es in Brandenburg potenziell sehr gut geeignete Windparks für die vorgeschlagene Untersuchung gibt.

Es ist zu beachten, dass diese Recherche lediglich einer ersten Erörterung der Durchführbarkeit der Studie diene und neben den frei zugänglichen Daten der ornitho.de Plattform noch weitere Datenquellen genutzt werden können, insbesondere die Ergebnisse von Voruntersuchungen. Es ist daher wahrscheinlich, dass sich noch weitere Windparks finden lassen, in denen der Ziegenmelker vorkommt und die für die geplante Untersuchung in Frage kommen. Die grundsätzliche Verfügbarkeit einer größeren Anzahl von potenziellen Untersuchungsgebieten ist eine wichtige Voraussetzung, da die Erfahrung gezeigt hat, dass in einzelnen Fällen mit einer Verweigerung der notwendigen Genehmigungen durch die Waldbesitzer und Forstämter zu rechnen ist.

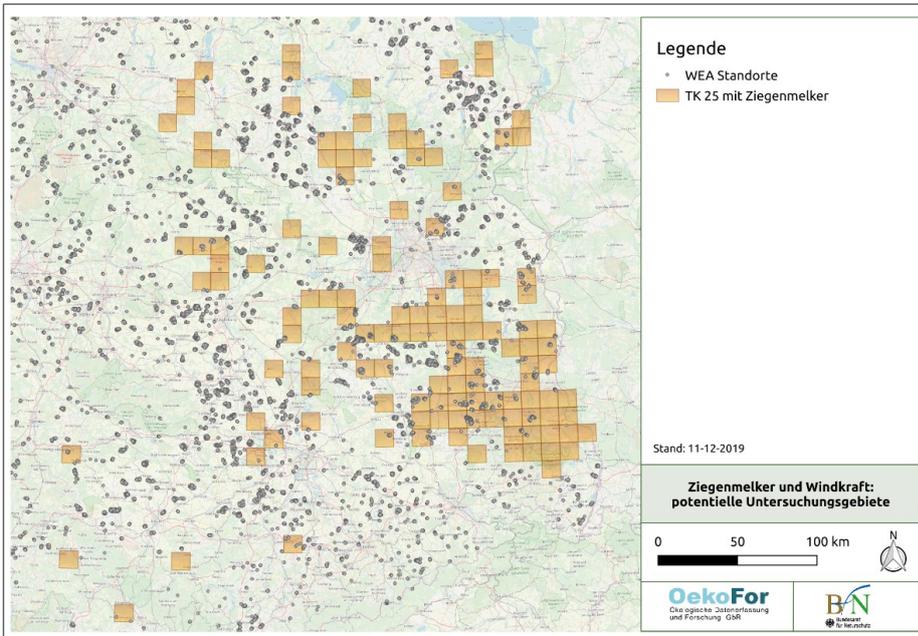


Abb. 52: Alle TK 25 Messtischblätter in Ostdeutschland in denen Ziegenmelker von Meldern der ornitho.de Plattform in den Jahren 2014-2019 gemeldet wurden.

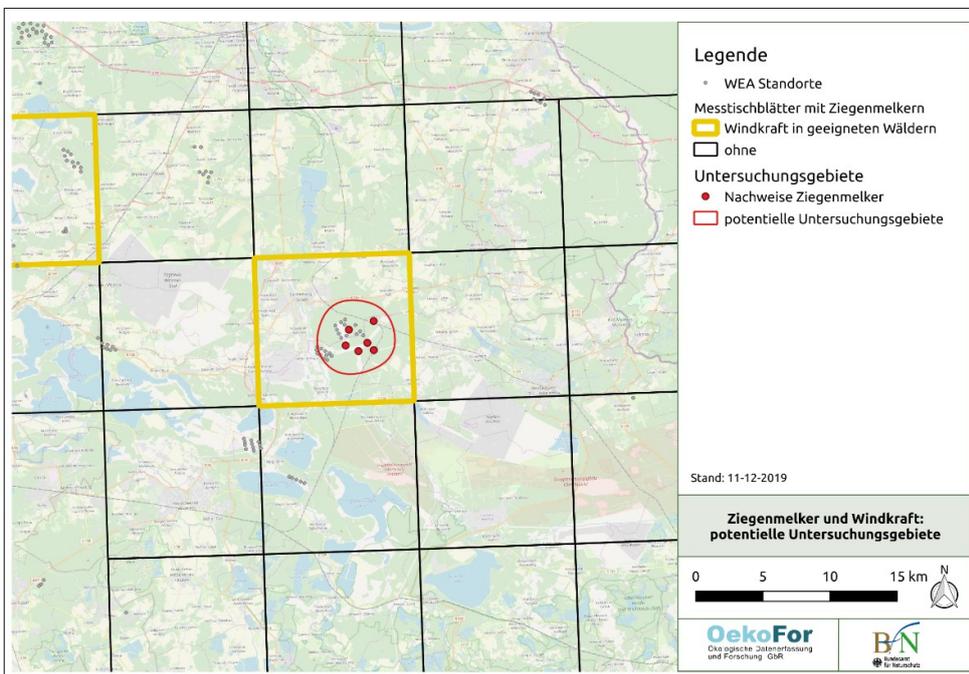


Abb. 53: Windpark mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de

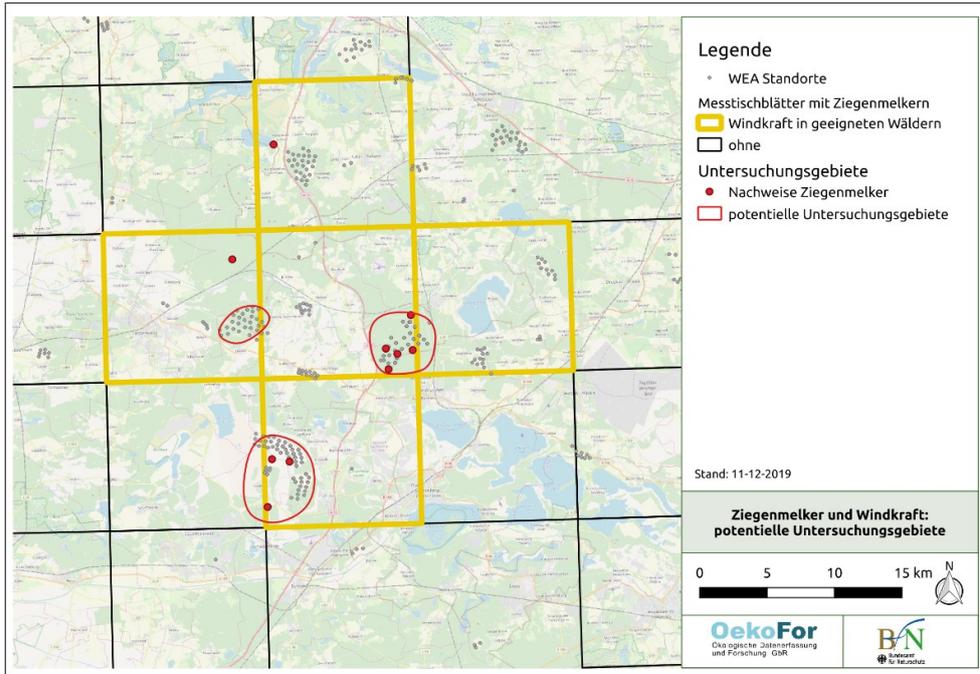


Abb. 54: Windparks mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de

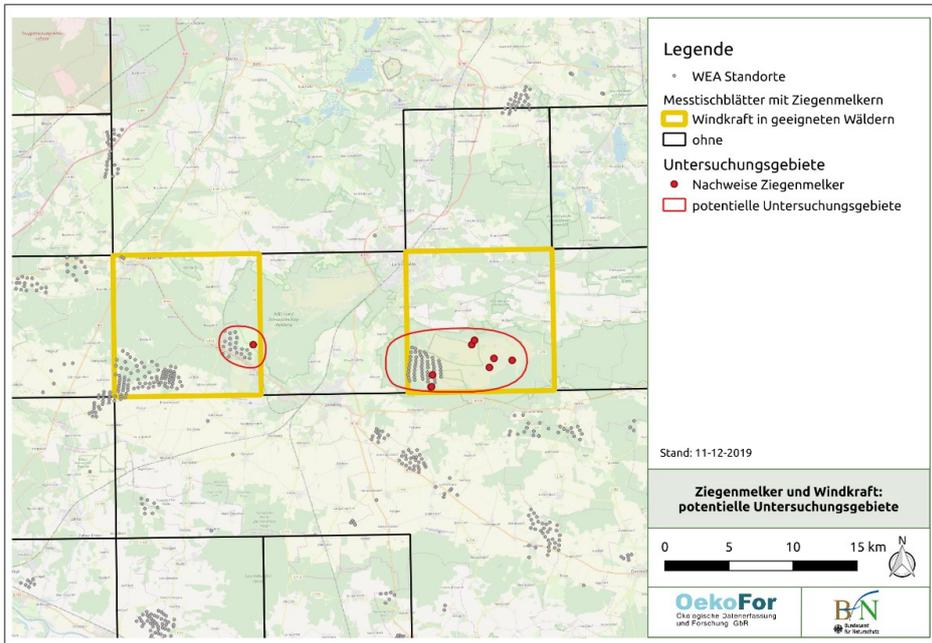


Abb. 55: Windpark mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de

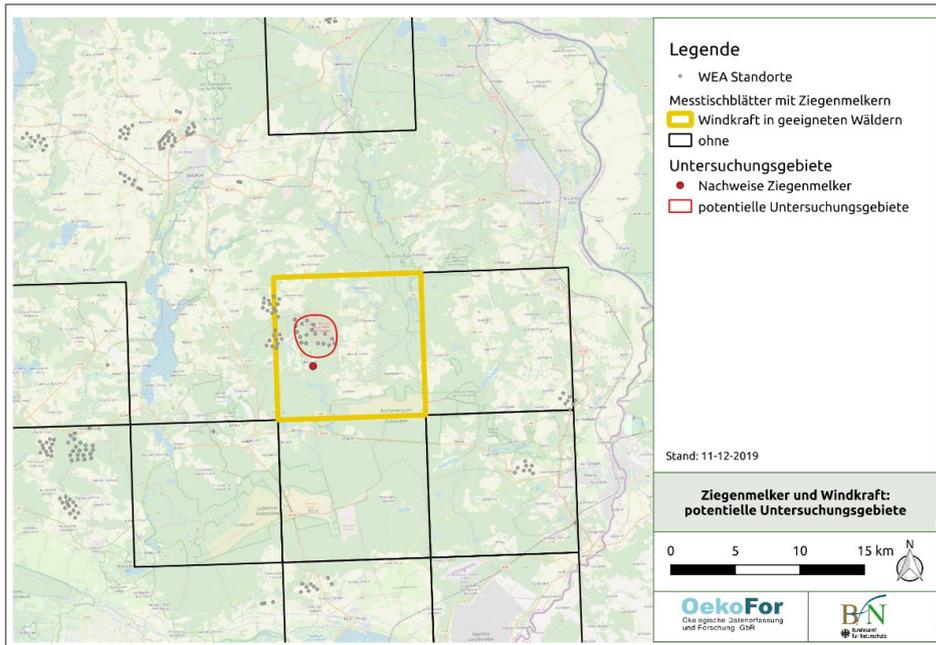


Abb. 56: Windpark mit Nachweisen vom Ziegenmelker (2014-2019) laut ornitho.de

Untersuchungsdesign

Die bereits vorhandenen 100 Rekorder werden auf die Anzahl der zu untersuchenden Windparks aufgeteilt, um eine möglichst repräsentative Stichprobengröße zu generieren. Der Faktor Habitat wird durch die vergleichsweise gleichförmigen Kiefernforste weniger relevant sein als in den bisherigen Untersuchungsgebieten. Daher kann gegebenenfalls eine geringere Anzahl an Rekordern pro Windpark eingesetzt werden und dafür eine größere Anzahl von Windparks untersucht werden.

Die Erfassungsdauer ist für Mitte April bis Mitte Juli angesetzt, um zum einen den Ziegenmelker, zum anderen aber auch die Waldschnepfe, welche etwa zur gleichen Tageszeit aktiv ist, zu erfassen. Hierbei wird ab Sonnenuntergang für drei Stunden und zwei Stunden vor Sonnenuntergang bis Sonnenuntergang erfasst.

Neben der Erfassung von Ziegenmelkern wird für die Waldschnepfe und eingeschränkt für weitere Arten der bereits bestehende Datensatz auf eine noch breitere empirische Datenbasis gestellt und um eine weitere Region und Naturraum erweitert.

Auswertung

Die Auswertung der erfassten Daten erfolgt mit der bereits etablierten Methode des maschinellen Lernens, welche auf den Gesang des Ziegenmelkers erweitert wird. Hierbei werden die akustischen Aufnahmen automatisiert auf den Gesang des Ziegenmelkers durchsucht. Die resultierenden Gesangsaktivitäten pro Tag und Rekorder werden dann mit der Distanz zu den WEA und der Habitateignung korreliert. Ein eventueller Effekt der Nähe zu WEA auf die Gesangsaktivität der Ziegenmelker wird damit erfassbar sein.

7.3 Mäusebussard

Im Hinblick auf den Mäusebussard sind im Gegensatz zu Spechten, Waldschnepfe und Ziegenmelker folgende grundlegende Unterschiede zu beachten:

- Die Untersuchung etwaiger Einflüsse von WEA kann nicht mittels bioakustischer Methoden erfolgen, da hierfür die Rufaktivität dieser Art zu gering ist.
- Auswirkungen von WEA auf den Mäusebussard bestehen nicht aus Störungen und Vertreibungen, sondern beruhen auf der Kollisionsgefährdung.

In der Gegenüberstellung von bekannt gewordenen Schlagopferfunden und den nationalen Brutbestandsgrößen belegt er Rang 8 (Reichenbach & Aussieker 2021). Der Mäusebussard ist jedoch nicht von der LAG VSW (2015) als WEA-sensible Art eingestuft. Im Leitfaden von Nordrhein-Westfalen wird ausgeführt, dass für den Mäusebussard ausdrücklich unter Würdigung der Ergebnisse von PROGRESS weiterhin im Sinne einer Regelfallvermutung davon auszugehen ist, dass die artenschutzrechtlichen Zugriffsverbote in Folge der betriebsbedingten Auswirkungen von WEA grundsätzlich nicht ausgelöst werden (MULNV & LANUV 2017). Lediglich in Thüringen ist der Mäusebussard als WEA-empfindliche Art eingestuft. Zudem wird er auch in den Empfehlungen von LAG VSW (2020) berücksichtigt.

Die Ergebnisse des PROGRESS-Projekts (Grünkorn et al. 2016) zeigen jedoch, dass aufgrund der kumulativen Wirkung der zunehmenden Anzahl von WEA in Deutschland die Kollisionsverluste beim Mäusebussard möglicherweise populationsrelevante Auswirkungen zur Folge haben können. In diesem Projekt wurden in fünf Feldsaisons á 12 Wochen von Frühjahr 2012 bis Frühjahr 2014 46 Windparks in der Nordhälfte Deutschlands systematisch auf Kollisionsopfer abgesehen. Aufgrund mehrfacher Untersuchung einzelner Windparks fanden insgesamt 55 Erhebungsperioden statt. Der geleistete Suchstreckenaufwand betrug 7.672 km an 568 Windenergieanlagen (WEA). Unter Einbeziehung der notwendigen Korrekturfaktoren ergab sich für den Mäusebussard eine geschätzte Anzahl von 76 Kollisionsopfern (42-124). Der Mäusebussard war damit die siebt-häufigste Art nach Feldlerche, Star, Stockente, Möwen, Ringeltaube und Limikolen. Der Median der Kollisionsrate des Mäusebussards pro WEA und Jahr wurde auf 0,433 Tiere geschätzt (0,131-0,836). Wird diese zusätzliche Mortalitätsrate in Berechnungen von Populationstrends mittels Matrix-Modellen integriert, ergibt sich daraus ein Einfluss auf das Populationswachstum, der je nach Ausgangsszenario zu einem deutlichen Bestandsrückgang führen kann (siehe Grünkorn et al. 2016).

Vor diesem Hintergrund wird vorgeschlagen, beim Mäusebussard vertiefend das Flugverhalten im Nahbereich von WEA zu untersuchen, um hieraus weitere Erkenntnisse zu Art und Ausmaß des Kollisionsrisikos abzuleiten. In methodischer Hinsicht bietet sich hierfür eine automatisierte optische Aufzeichnung von Flugbewegungen in WEA-Nähe mit Hilfe von kamerabasierten Detektionssystemen an. Große, automatisch generierte Datenmengen ermöglichen quantitative Aussagen, die durch Einsatz menschlicher Beobachter nicht möglich wären.

Nach gegenwärtigem Stand der Technik ist das System IdentiFlight besonders für derartige Untersuchungen geeignet. Ein IDF-System besteht aus der Kombination zweier Kameraeinheiten - acht fixe Weitwinkelkameras (15 Megapixel) sowie eine bewegliche, hochauflösende Stereokamera (16 Megapixel) - und wird auf einem Mast mit einer Höhe von – derzeit – bis zu 10 m montiert (Abb. 57).



Abb. 57: Das System IdentiFlight, bestehend aus 8 Weitwinkelkameras und einer beweglichen Stereokamera.

Für die Überwachung des Luftraums greifen die beiden Kameraeinheiten wie folgt ineinander: Die untere Einheit aus acht kreisförmig angeordneten Weitwinkelkameras überwacht permanent, im horizontalen 360° Umkreis, den gesamten Luftraum mit einer Reichweite von ca. 1.000 m. Die Weitwinkelkamera-Einheit speichert keine Daten, sondern dient lediglich dazu, Bewegungen im Luftraum zu detektieren. Irrelevante Flugobjekte (z. B. Flugzeuge, Fahrzeuge, Rotorblätter, Fallschirmspringer oder kleine Vögel) werden von relevanten Flugobjekten (Exemplare der Zielart) auf der Basis bestimmter Objekt-Parameter unterschieden, die mit einer Frequenz von 5 Hz von den Weitwinkelkameras erfasst werden: Helligkeit, ungefähre Größe, Geschwindigkeit, Position und Bewegungsmuster des detektierten Objekts.

Wird aufgrund dieser Objekt-Parameter auf die Detektion eines relevanten Flugobjekts geschlossen (z. B. Exemplar einer Zielart), so erfolgt eine Meldung an die zweite Kameraeinheit – die hochauflösende Stereokamera. Die Stereokamera richtet sich daraufhin auf das entsprechende Objekt aus und erfasst mit einer Frequenz von 10 Hz Daten des Flugobjektes. Diese 10 Hz Daten werden im Anschluss zu einem 1 Hz Datenpunkt zusammengefasst, für den dann detailliert die Position, die Größe sowie die Flugroute und -geschwindigkeit des Objekts im dreidimensionalen Raum vorliegen. Die Entfernungsmessung sowie der Winkel bei der Verortung des Vogels kann dabei einen Fehler von ca. 5 % aufweisen (Hersteller-Angaben).

Die hohe Auflösung der Stereokamera (16 Megapixel) ermöglicht eine genauere Farb-, Form- und Bewegungsmustererkennung und damit eine Klassifizierung des detektierten Objekts hinsichtlich der programmierten Objektklassen (Zielart versus Nicht-Zielart). Wird das detektierte Objekt einer Zielart zugeordnet, erfasst die Stereokamera das Objekt weiterhin und bestimmt sowie dokumentiert dessen Flugroute. Die sekundliche dreidimensionale Verortung des Vogels durch die Kamera ermöglicht eine sehr genaue Rekonstruktion von Flugwegen, anhand derer das Verhalten im Nahbereich der WEA nachvollzogen werden kann (Abb. 58).

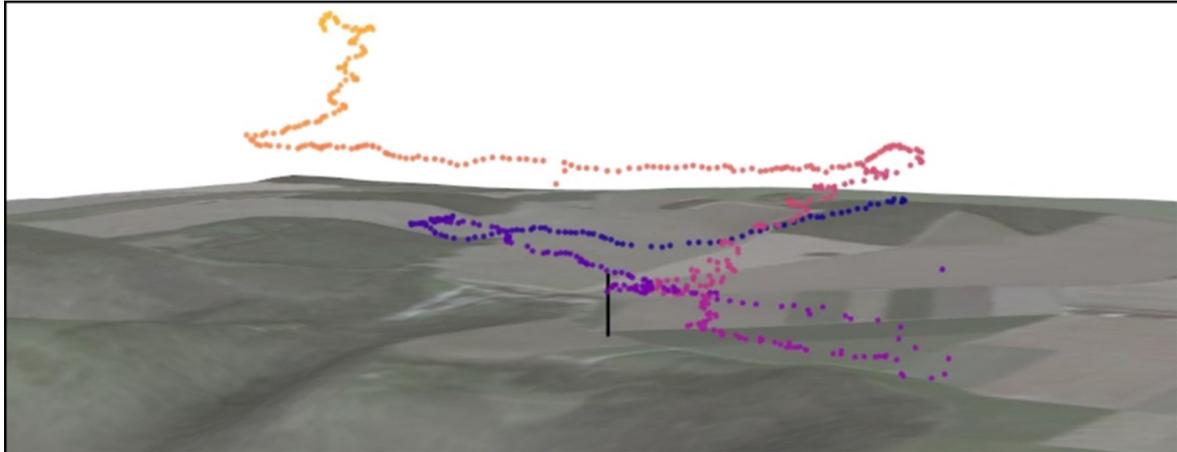


Abb. 58: Beispiel einer dreidimensionalen Rekonstruktion einer Rotmilanflugbahn aus Daten von IdentiFlight

Untersucht werden Gebiete mit möglichst hoher Brutdichte an Mäusebussarden und bestehenden Windparks. Hierzu sind bereits aus eigener gutachterlicher Tätigkeit mehrere potenzielle Gebiete bekannt (siehe Beispielkarte in Abb. 59). Ergänzend zu den automatisierten Flugwegeerfassungen sollte auch eine Erhebung der Brutplätze im 1.000 m Umkreis erfolgen.

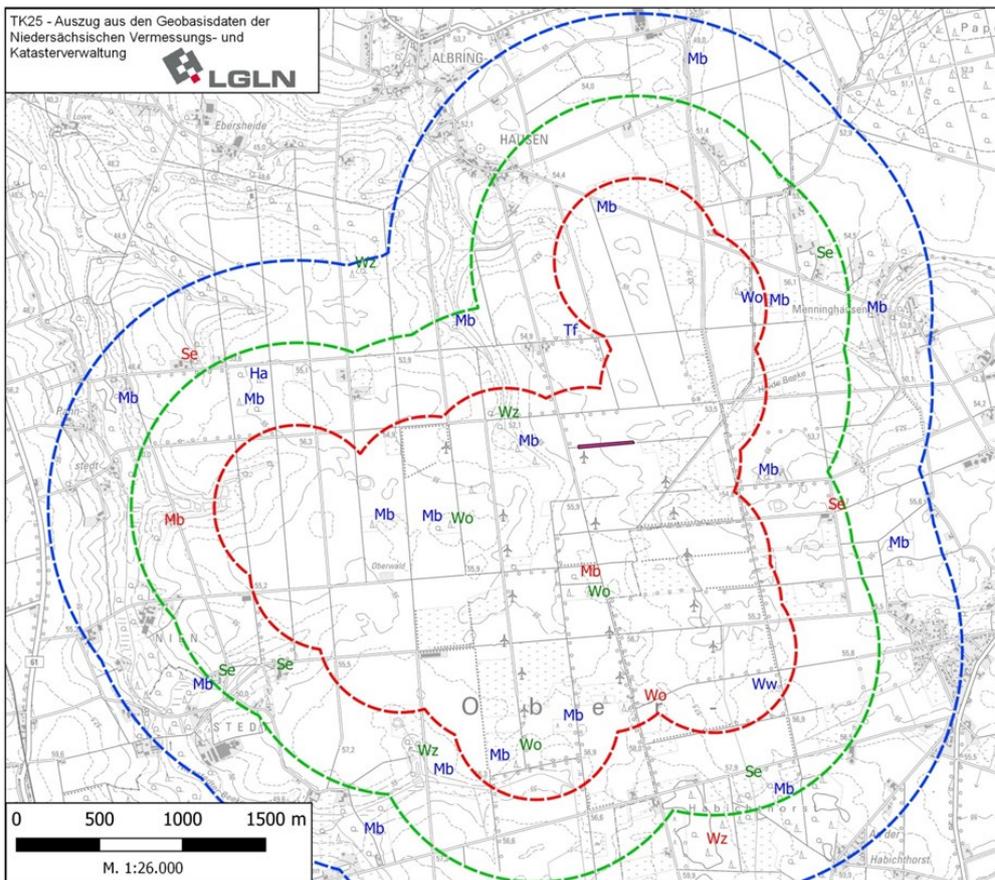


Abb. 59: Beispiel für einen Bestandwindpark mit hoher Brutdichte des Mäusebussards. Westlich und nördlich der Bestands-WEA sind inzwischen neue Anlagen errichtet worden.

8 Literaturverzeichnis

- Anderson, R., M. Morrison, K. Sinclair & D. Strickland (1999): Studying Wind Energy/Bird Interactions: A Guidance Document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind energy sites. Prepared for the Avian Subcommittee and NWCC. Washington, 94 S. www.nationalwind.org.
- Bach, L., K. Handke & F. Sinning (1999): Einfluss von Windenergieanlagen auf die Verteilung von Brut- und Rastvögeln in Nordwest-Deutschland. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 4: 107-122.
- Bellebaum, J., F. Korner-Nievergelt, T. Dürr & U. Mammen (2013): Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. J. Nat. Conserv. 21 (6): 394-400.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (2013): Entwurf: Verordnung über die Kompensation von Eingriffen in Natur und Landschaft (Bundeskompensationsverordnung - BKompV). Anlage 2, Bonn.
- Devereux, C. L., M. J. H. Denny & M. J. Whittingham (2008): Minimal effects of wind turbines on the distribution of wintering farmland birds. J. Appl. Ecol. The author's compilation.
- Dorka, U., F. Straub & J. Trautner (2014): Windkraft über Wald – kritisch für die Waldschneepfenbalz? NuL 46 (3): 069-078.
- Falkdalen Lindahl, L., U. Falkdalen & T. Nygard (2013): Pre- and post construction studies on the effects on birds at Storrund wind farm in the mountain-region of Jämtland, Sweden. Tagungsband der Fachtagung: "Conference on Wind power and Environmental impacts", Stockholm, Vindval. <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/ovriga-pub/vindval/978-91-620-6546-1.pdf>, letztmalig abgerufen am 02.09.2022
- Ferrand, Y. (1987): Reconnaissance acoustique individuelle de la Bécasse des bois, *Scolopax rusticola*, a la croule. Gibier Faune Sauvage 4: 241-254.
- Ferrand, Y. (1993): A census method for roding Eurasien Woodcock in France. . Tagungsband der Fachtagung: "Proc. 8th Am. Woodcock Symp. Biol. Report".
- Garniel, A., W. D. Daunicht, U. Mierwald & U. Ojowski (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. Bonn, Kiel, 273 S.
- Garniel, A. & U. Mierwald (2010): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Schlussbericht zum Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB der Bundesanstalt für Straßenwesen: „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“. http://www.mil.brandenburg.de/media_fast/4055/Arbeits-hilfe%20V%C3%B6gel%20und%20Stra%C3%9Fenverkehr%20Juli%202010.pdf.
- Grünkorn, T., J. Blew, T. Coppack, O. Krüger, G. Nehls, A. Potiek, M. Reichenbach, J. von Rönn, H. Timmermann & S. Weitekamp (2016): Ermittlung der Kollisionsraten von (Greif)Vögeln und Schaffung planungsbezogener Grundlagen für die Prognose und Bewertung des Kollisionsrisikos durch Windenergieanlagen (PROGRESS). Schlussbericht zum durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi) im Rahmen des 6. Energieforschungsprogrammes der Bundesregierung geförderten Verbundvorhaben PROGRESS, FKZ 0325300A-D.
- Hötker, H., O. Krone & G. Nehls (2013): Greifvögel und Windkraftanlagen: Problemanalyse und Lösungsvorschläge. Schlussbericht für das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit., Michael-Otto-Institut im NABU, Leibnitz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, BioConsult SH, Bergenhusen, Berlin, Husum.

- Ketzenberg, C., M. Exo, M. Reichenbach & M. Castor (2002): Einfluss von Windenergieanlagen auf Brutvögel des Offenlandes. Nat. Landschaft: 144-153.
- LAG VSW (Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten) (2015): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogel Lebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten in der Überarbeitung vom 15. April 2015. 29 S.
- Langston, R. H. W. & J. D. Pullan (2003): Windfarms and Birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues. Report T-PVS/Inf (2003) 12, by BirdLife International to the Council of Europe, Bern Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. RSPB/BirdLife in the UK.
- Madsen, J. & D. Boertmann (2008): Animal behavioral adaptation to changing landscapes: spring-staging geese habituate to wind farms. Landscape Ecol. 23 (9): 1007-1011.
- MULNV & LANUV (2017): Umsetzung des Arten- und Habitatschutzes bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Nordrhein-Westfalen.
- Münch, C. & K. Westermann (2002): Der Männchenbestand der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) im Waldkomplex Wellenböschung/Schildbretthurst (nördlicher Ortenaukreis) während der Brutzeit 2001. Natursch. südl. Oberrhein 3: 129 - 142.
- Nemetschek, G. (1977): Beobachtungen zur Flugbalz der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*). Journ. Orn. 118: 68-86.
- Niedersächsisches Ministerium für Umwelt Energie und Klimaschutz (2016): Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen an Land (Windenergieerlass). Niedersächsisches Ministerialblatt 66. Jahrgang, Nr. 7 Hannover, 24.02.2016. S. 190-225.
- Pearce-Higgins, J. W., L. Stephen, A. Douse & R. H. W. Langston (2012): Greater impacts of wind farms on bird populations during construction than subsequent operation: results of a multi-site and multi-species analysis. J. Appl. Ecol. 49 (2): 386-394.
- Planungsgruppe Grün (2021): Beispiel 13 – Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*), Landkreis Osterholz, Niedersachsen - Darstellung und Diskussion der Monitoringergebnisse aus den Jahren 2017, 2018 und 2019 im Rahmen des 7. Runden Tisches Vermeidungsmaßnahmen, 10.03.2021. https://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Veranstaltungen/Runder_Tisch_Vermeidungsmassnahmen/7_Runder_Tisch_10-03-2021/Vortrag_3_Waldschnepfe_Sproetge.pdf, letztmalig abgerufen am 02.09.2022
- Reichenbach, M. (2004): Ergebnisse zur Empfindlichkeit bestandsgefährdeter Singvogelarten gegenüber Windenergieanlagen. Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 7: 137-150.
- Reichenbach, M., R. Brinkman, A. Kohnen, J. Köppel, K. Menke, H. Ohlenburg, H. Reers, H. Steinborn & M. Warnke (2015): Bau- und Betriebsmonitoring von Windenergieanlagen im Wald. Abschlussbericht 30.11.2015. Erstellt im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Energie.
- Reichenbach, M. & T. Aussieker (2021): Windenergie und der Erhalt der Vogelbestände - Regelungsvorschläge im Kontext einer gesetzlichen Pauschalausnahme. Fachgutachten im Auftrag der Stiftung Klimaneutralität.
- Schmal, G. (2015): Empfindlichkeit von Waldschnepfen gegenüber Windenergieanlagen. Ein Beitrag zur aktuellen Diskussion. Naturschutz und Landschaftsplanung 47 (2): 43-48.
- Schöll, E. M. & U. Nopp-Mayr (2021): Impact of wind power plants on mammalian and avian wildlife species in shrub- and woodlands. Biol. Conserv. 256 (109037): 1-13.

- Schreiber, M. (2016): Abschaltzeiten für Windkraftanlagen zur Vermeidung und Verminderung von Vogelkollisionen. Handlungsempfehlungen für das Artenspektrum im Landkreis Osnabrück., Unterlagen des 1. Runden Tisches Vermeidungsmaßnahmen am 24. Februar 2016 in Hannover. http://www.fachagentur-windenergie.de/fileadmin/files/Veranstaltungen/Runder_Tisch_Vermeidungsmassnahmen/1._Runder_Tisch_24.02.2016/Studie_Abschaltzeiten_Dr._Schreiber_LKR_Osnabarueck_2016.pdf.
- SNH (Scottish Natural Heritage) (2009): Guidance on Methods for Monitoring Bird Populations at Onshore Wind Farms. 26 S. <http://www.snh.gov.uk/docs/C205417.pdf>.
- Sprötge, M., E. Sellmann & M. Reichenbach (2018): Windkraft Vögel Artenschutz, Books on Demand, Norderstedt.
- Steinborn, H. & M. Reichenbach (2012): Einfluss von Windenergieanlagen auf den Ortolan *Emberiza hortulana* in Relation zu weiteren Habitatparametern. Vogelwelt 133 (2): 59-75.
- Steinborn, H., M. Reichenbach & H. Timmermann (2011): Windkraft - Vögel - Lebensräume. Ergebnisse einer siebenjährigen Studie zum Einfluss von Windkraftanlagen und Habitatparametern auf Wiesenvögel, Books on Demand, Norderstedt.
- Straub, F., J. Trautner & U. Dorka (2015): Die Waldschnepfe ist „windkraftsensibel“ und artenschutzrechtlich relevant. Entgegnung zum Beitrag von Schmal (2015) im Kontext der Publikation von Dorka et al. (2014). Naturschutz und Landschaftsplanung 47 (2): 49-58.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (2017): Avifaunistischer Fachbeitrag zur Genehmigung von Windenergieanlagen (WEA) in Thüringen.
- Traxler, A. (2019): Modelling key factors of nightjar avoidance behavior at wind farms across Europe. Conference on Wind energy and Wildlife impacts. https://cww2019.org/wp-content/uploads/2019/10/ATraxler_NghtjrAvd_CWW2019.pdf, Stirling 27-30th August 2019.
- Zwart, M. C., J. C. Dunn, J. K. McGowan & M. J. Whittingham (2016): Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. Behav. Ecol. 27 (1): 101-108