



MILVUS GmbH
Planungsbüro



Einfluss von Modellflugplätzen auf Biodiversität, Siedlungsdichten und Revierverteilung von Brutvögeln der nordostdeutschen Normallandschaft

– Forschungsstudie im Auftrag des Deutschen Modellflieger Verbands e.V. –

KURZFASSUNG





Kontaktdaten:

MILVUS GmbH

Jahnstraße 9
D-66701 Beckingen

Web: www.milvus.de | www.milvus.lu
E-Mail: info@milvus.de
Telefon: +49 (0) 6832 – 8070757

Autoren:

Dipl.-Biogeogr. Fabian Feß
Dipl.-Biogeogr. Rolf Klein
Dr. rer. nat. Sebastian Kiepsch

Auftraggeber:

Deutscher Modellflieger Verband (DMFV) e.V.

Rochusstraße 104–106
D-53123 Bonn

Web: www.dmfv.aero
E-Mail: info@dmfv.aero
Telefon: +49 (0) 228 – 97 85 00

Titelbild:

Feldlerche (*Alauda arvensis*) im Bruthabitat (MILVUS GmbH / Fabian Feß)



Inhalt

KURZZUSAMMENFASSUNG	4
1. EINFÜHRUNG	5
1.1 MOTIVATION	5
1.2 BISHERIGE ERGEBNISSE	6
1.3 ZIELSETZUNG DIESER ERWEITERUNGSSTUDIE	7
2. METHODIK	8
3. ERGEBNISSE	10
3.1 ARTEN- UND REVIERZAHL	10
3.2 BIODIVERSITÄT UND ARTDOMINANZ	13
3.3 KORRELATION VON BESTANDSGRÖßEN MIT HABITATAUSSTATTUNG	17
3.4 VERGLEICHENDE DARSTELLUNGEN BEIDER UNTERSUCHUNGEN 2021 & 2025	24
3.4.1 ARTEN- UND REVIERZAHL	24
3.4.2 BIODIVERSITÄT UND ARTDOMINANZ	25
3.4.3 KORRELATION VON BESTANDSGRÖßEN MIT HABITATAUSSTATTUNG	26
4. DISKUSSION	29
LITERATUR	31



Kurzzusammenfassung

In dieser Studie wurde der Einfluss von Modellflugplätzen auf die lokale Biodiversität und Abundanz von häufigen Brutvögeln experimentell untersucht. Dabei knüpft die Arbeit an eine 2021 durchgeführte Erfassung an fünf langjährig bestehenden Modellflugplätzen in Südwestdeutschland an, in welcher die Methodik der vergleichenden Revierkartierung ausgearbeitet wurde. Hierbei wird das gesamte Artinventar der Brutvögel in kreisförmigen Probeflächen mit 300 m Radius im Bereich von Modellflugfeldern und fünf Vergleichsflächen mit vergleichbarer Habitatausstattung im näheren, vom Modellflug ungestörten naturräumlichen Umfeld, aufgenommen und verglichen, um mögliche Effekte der Störung auf Siedlungsdichten und Revierverteilung zu untersuchen (MILVUS GmbH, 2022).

Für die hier vorliegende Erweiterungsstudie wurden fünf weitere Modellfluggelände in Nord- und Ostdeutschland mit übereinstimmender Methodik untersucht. Ziel war es, die für Südwestdeutschland gewonnenen Ergebnisse überregional zu überprüfen und durch eine größere Stichprobe möglicherweise weitere oder präzisere statistische Aussagen zu gewinnen. Neben der geografischen Lage sind aber auch naturräumliche und landschaftliche Unterschiede zu den ursprünglichen Untersuchungsflächen aufgetreten, wodurch auch das untersuchte Artenspektrum der Brutvögel und die untersuchten Landschaftsformen erweitert werden konnten.

Die Erweiterungsstudie zeigt dabei eine große Übereinstimmung der Ergebnisse zu Südwestdeutschland. Grundsätzlich sind in der Statistik keine Einflüsse des Modellflugs auf lokale Biodiversität, Abundanz und Artdominanz zu erkennen. Unterschiede der vorkommenden Arten und deren Revierzahlen innerhalb der einzelnen Flächen bzw. Untersuchungsräume sind primär durch die landschaftliche Heterogenität und Habitatausstattung bestimmt. Die bereits in der Vorstudie festgestellten Korrelationen von Landschaftsindikatoren und Arten- bzw. Revierzahlen konnten überwiegend auch in Nordostdeutschland analog gezeigt werden. Generell dominiert somit die Landschaftsökologie gegenüber dem Einfluss möglicher Störungen des Modellflugbetriebs.

Auch die Ergebnisse für Brutvogelgilden mit unterschiedlicher Brutplatzwahl stimmen meist gut mit den Ergebnissen aus Südwestdeutschland überein. Ein in der Vorstudie diskutierter, möglicher Effekt des Modellflugs auf Arten des Offenlands in suboptimalen Habitaten, ist nach den Ergebnissen dieser Studie hingegen als statistisches Artefakt einzustufen, das aufgrund der vorher zu geringen Stichprobe aufgetreten ist.



1. Einführung

1.1 Motivation

Der Deutsche Modellflieger Verband (DMFV) e.V. als europaweit größte Interessenvertretung für Modellflugsportler beauftragte unser Büro 2021 mit einem Forschungsprojekt zu den Auswirkungen des Betriebs von Modellflugplätzen auf die lokale Brutvogelfauna im Umfeld der Plätze. Ziel war es, belastbare Grundlagen zu möglichen Meideeffekten als Reaktion auf den konzentrierten und langfristig betriebenen Modellflug zu erlangen und diese Erkenntnisse in die behördliche Genehmigungspraxis miteinfließen zu lassen.

Der Betrieb eines Modellfluggeländes (im Folgenden „Modellflugplatz“) mit luftverkehrsrechtlicher Betriebserlaubnis nach § 21f Abs. 3 LuftVO, sowie die Errichtung baulicher Anlagen als Eingriff in Natur und Umwelt sind im Rahmen von projektbezogenen Genehmigungsanträgen zu prüfen. Dies beinhaltet neben Fragen der Luftraumsicherheit und des Immissionsschutzes (insb. Lärmschutz) auch Aspekte des Natur- und Artenschutzes im Planungsraum, darunter vermehrt auch in Bezug auf ansässige Brutvogelarten. Zur Beurteilung, Vermeidung oder Verminderung möglicher artenschutzrechtlicher Konflikte durch den Modellflugbetrieb sind daher systematische, wissenschaftlich erarbeitete Grundlagen zu möglichen Meide- oder Gewöhnungseffekten oder Störungstoleranzen unabdingbar. Nur so kann bei behördlichen Stellen und Fachgutachtern gleichermaßen eine differenzierte und fundierte Einzelfallbetrachtung erfolgen.

Entgegen dieser Vorstellung wurde zu Projektbeginn im Rahmen einer Literaturrecherche in der publizierten Fachliteratur hingegen eine nur unzureichende Datengrundlage zur artspezifischen Signifikanz und möglichen Reaktionen auf die Wirkfaktoren des Modellflugs vorgefunden (MILVUS GmbH, 2022). Darüber hinaus konzentrierten sich viele Studien vorwiegend auf besonders störungsempfindliche Arten und sensible Habitate. Effekte auf ubiquitäre Vogelarten in der Normallandschaft wurden hingegen bislang nicht oder nur unzureichend durch systematische Feldstudien untersucht. Weiterhin wurden zum Teil auch bekannte Ergebnisse und Effekte der bemannten Luftfahrt auf den Modellflugsport extrapoliert, ohne dies experimentell zu überprüfen.



1.2 Bisherige Ergebnisse

In einer ersten Projektphase 2021 wurde zunächst eine Methodik definiert, um mögliche Auswirkungen des langfristigen Betriebs von Modellflugplätzen auf die lokale Brutvogelfauna an fünf Standorten experimentell zu untersuchen. Grundlage war eine vergleichende, vollumfängliche Bestandserfassung der Brutvogelfauna in potenziell „gestörten“ Probeflächen innerhalb der Flugbereiche der Modellflugplätze mit „ungestörten“ Vergleichsflächen gleicher Größe und vergleichbarer Habitatausstattung in deren räumlichem Umfeld. Die dabei festgestellte Reviernachweise von Brutvögeln gemäß den Kriterien in Südbeck *et al.*, 2025 dienten dabei der qualitativen und quantitativen Überprüfung, ob für Brutvögel eine artspezifische Meidung, räumliche Verdrängung, reduzierte Siedlungsdichte oder verringerte Biodiversität an aktiv genutzten Modellflugplätzen auftritt.

In einer ersten Modellstudie wurden 2021 fünf Untersuchungseinheiten (UE) im südwestdeutschen Raum definiert (Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Saarland). Jede Untersuchungseinheit beinhaltete eine Hauptfläche (HF) mit dem „gestörten“ Umfeld des Modellflugplatzes und fünf „ungestörten“ Vergleichsflächen (VF1–VF5) im näheren Umfeld. Alle sechs Teilflächen einer UE wurden mit identischer Geometrie (Kreise mit Radius 300 m) definiert, wobei die Lage der VF so gewählt war, dass nach Möglichkeit eine qualitativ und quantitativ vergleichbare Habitatausstattung zur HF gegeben war. Für jede der Untersuchungseinheiten wurden acht Kartierungsgänge im Zeitraum März bis Juli des Untersuchungsjahrs durchgeführt.

Da diese Methodik alle anwesenden Brutvogelarten betrachtet, standen somit vor allem ubiquitäre Arten der Normallandschaft, allen voran Sperlingsvögel (*Passeriformes*) im Fokus der Untersuchung. Es war explizit nicht das Ziel, Effekte auf seltene oder sehr spezialisierte Arten mit erhöhten Ansprüchen an deren Lebensraum oder hoher Sensibilität gegenüber Störungen zu ermitteln. Ebenso sollte nicht das individuelle oder paarbezogene Verhalten in Reaktion auf Störreize des Modellflugs betrachtet werden.

Für die Untersuchung 2021 konnten an allen Untersuchungseinheiten keine signifikanten Effekte auf Populationsdichte, Artzusammensetzung und Biodiversität ermittelt werden. Für keine der betrachteten Arten konnte eine direkte Meidung der Modellflugplätze dokumentiert werden. Vielmehr konnte gezeigt werden, dass Artenzahl und Abundanz der Brutvögel vor allem durch die landschaftliche Vielfalt, landwirtschaftliche Nutzungsformen und Struktureichtum in den Probeflächen bestimmt sind. Eine direkte, teils starke Korrelation zu typischen Landschaftsindikatoren konnte gezeigt werden.



1.3 Zielsetzung dieser Erweiterungsstudie

Diese Erweiterungsstudie zielt primär darauf ab, die im Rahmen der Erstuntersuchung untersuchte Stichprobe zu vergrößern. Für die bereits untersuchten häufigen Arten wird hierdurch eine weitere Minimierung der statistischen Unsicherheiten erwartet. Die 2021 durchgeführten Auswertungen sollen daher identisch auf die 2025 bearbeiteten Untersuchungseinheiten angewendet werden und mit den Ergebnissen der vorangegangenen Studie verglichen werden.

Weiterhin ermöglicht die Ausdehnung des Untersuchungsraums auf das nordostdeutsche Gebiet, das untersuchte Habitatspektrum und damit das Zielartenspektrum zu erweitern. Mögliche regionale oder auf bestimmte Landschaftsformen limitierte Meide- oder Gewöhnungseffekte an Modellfluggeländen sollen so weiterführend betrachtet werden. Gleichfalls sind durch regionale Grenzen der artspezifischen Verbreitungsräume in Deutschland selbst in überregional vergleichbaren Habitaten lokal unterschiedliche Artzusammensetzungen zu erwarten, was möglicherweise zu anderen Ergebnissen führen kann.



2. Methodik

Die ursprüngliche Untersuchungsmethodik wurde für die Untersuchung 2021 definiert (MILVUS GmbH, 2022). Diese wurde mit geringen Abweichungen (aus logistischen Gründen eine kartierende Person pro UE) auch für die Untersuchung 2025 angewendet.

Im Rahmen des experimentellen Teils dieser Studie wurde die Brutvogelfauna im Umfeld von fünf Modellflugplätzen mit dem „ungestörten“ naturräumlichen Umfeld um den Flugplatz verglichen. Zu diesem Zweck wurden acht Revierkartierungen (Südbeck *et al.*, 2025) von März bis Juli in fünf Untersuchungseinheiten (UE) durchgeführt, welche sich aus einer Hauptfläche (HF) des Modellflug-Bereichs mit Flugbetrieb auch während der Brutzeit, sowie fünf Vergleichsflächen (VF 1 bis 5) in einem Umkreis bis maximal 3.000 m zusammensetzten. Die kreisrunden Flächen wurden mit einer einheitlichen Geometrie (300 m-Radius) und vergleichbarer Habitatausstattung im nahen naturräumlichen Umfeld außerhalb des Flugbereiches des Modellflugplatzes nach Luftbildauswertung ausgewählt. Die Nummerierung von 2021 wurde dabei fortgesetzt, um die Untersuchungseinheiten individuell unterscheiden zu können.

- **UE 6 Hamburg/Elbmarsch:** Landkreis Harburg, nördliches Niedersachsen südöstlich Hamburg. Auenlandschaft der Elbe mit Marschland, Kanälen und feuchten Niederungen mit Röhrichtern. Überwiegend hoher Grünlandanteil.
- **UE 7 Herzberg/Elster:** Landkreis Elbe-Elster, südliches Brandenburg. Eiszeitlich geprägtes Urstromtal der Schwarzen Elster mit flacher Topografie, intensive agrarische Nutzung mit teils großflächiger Beweidung, kleinere lineare Gewässerstrukturen.
- **UE 8 Knesebeck:** Landkreis Gifhorn, östliches Niedersachsen. Intensiver Ackerbau in weiträumigem Offenland, wenig strukturiert.
- **UE 9 Lüneburg:** Landkreis Lüneburg, nordöstliches Niedersachsen. Halboffene Heidelandschaft mit Laub und Mischwäldern (hoher Kiefernanteil) auf Sandboden. Intensive ackerbauliche Nutzung in offenen Teilflächen
- **UE 10 Reinholdshain:** Landkreis Sächsische Schweiz-Osterzgebirge, südliches Sachsen. Hügelland mit Ackerbau und Grünlandnutzung mit hohem Anteil eingestreuter, kleinerer Gehölzparzellen

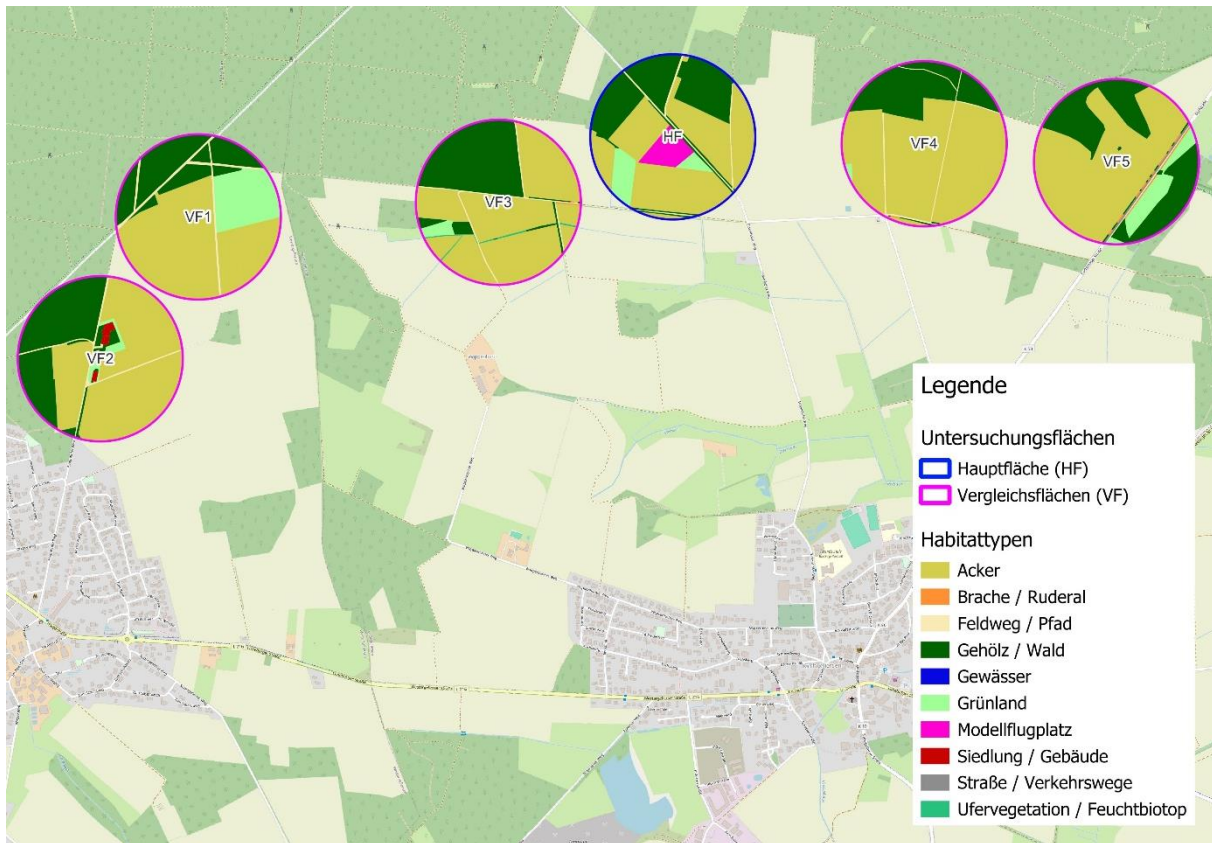


Abbildung 1: Beispiel der Abgrenzung HF/VF inklusive Habitatabgrenzung innerhalb der UE 9 Lüneburg

Die Habitattypen wurden im Vorfeld mittels GIS-Software anhand des Luftbilds abgegrenzt und bezüglich des Habitattyps klassifiziert. Bei der Auswahl der VF wurde insbesondere darauf geachtet, dass der jeweilige Anteil von Offenlandbereichen und Strukturelementen wie Gebüsch, Waldrändern und Gewässerabschnitten in allen Teilflächen vergleichbar war.

Die Einzelnachweise der Arten wurden nach Abschluss der Kartierungen aggregiert und auf Basis der räumlichen Verteilung sowie der artspezifischen Kriterien und Wertungszeiträume in Südbeck *et al.*, 2025 Reviere gebildet. Notwendiges Kriterium für ein Revier war ein Brutverdacht/Brutnachweis. Zur genauen Reviervorortung wurde ein geografischer Mittelpunkt (Revierzentrum) zur Punktaggregation bestimmt oder bei Nestfunden bzw. konkreten Hinweisen auf einen Brutstandort (z.B. Futtereintragende Altvögel) die jeweils beobachtete Örtlichkeit herangezogen. Randliche Reviere, die teils außerhalb der Flächengrenzen lagen, wurden nur dann gewertet, wenn deren Revierzentrum innerhalb der Untersuchungsfläche lag.



3. Ergebnisse

3.1 Arten- und Revierzahl

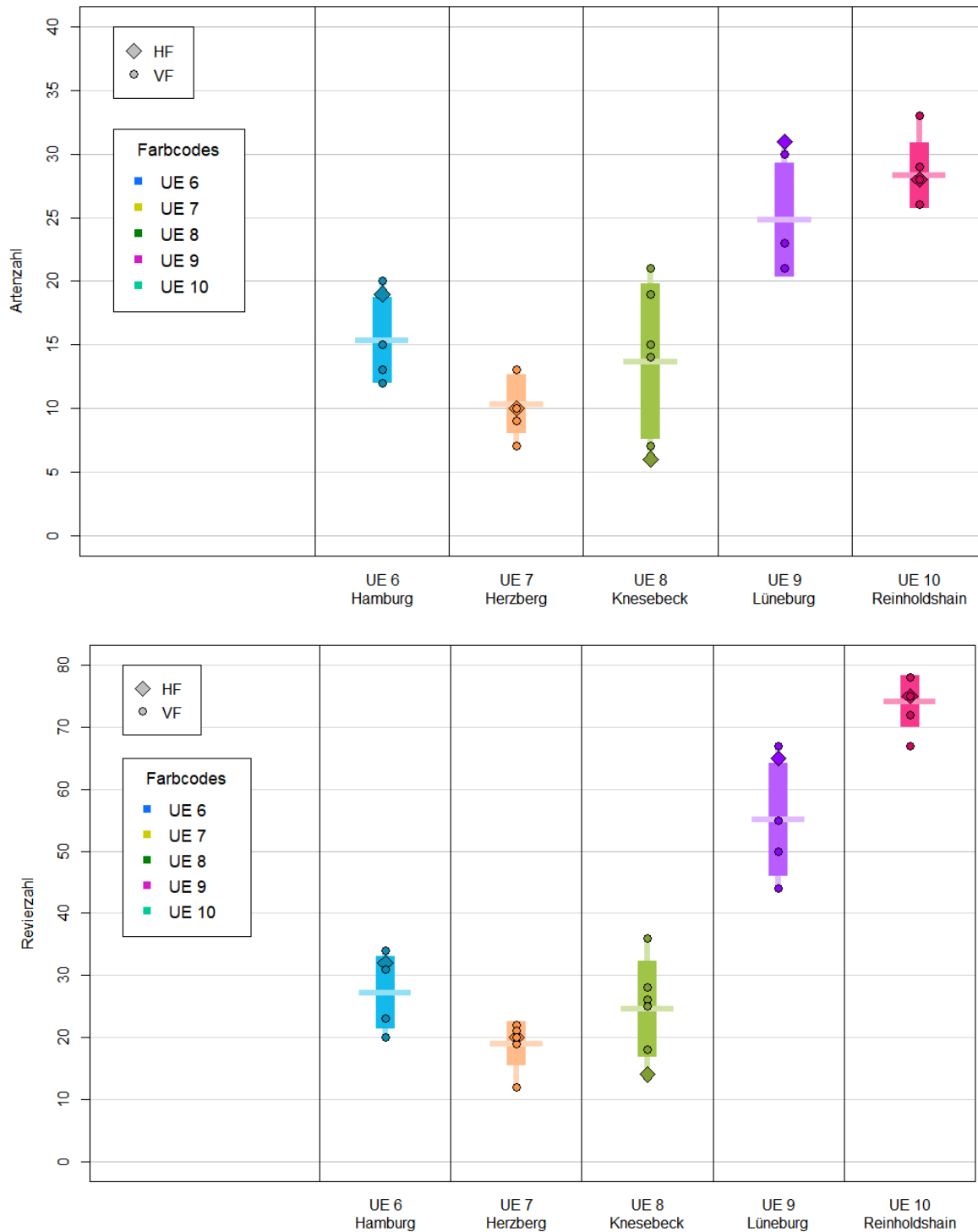


Abbildung 2: Vergleich der Artenzahlen (o.) und Revierzahlen (u.) der einzelnen UE. Die horizontalen Linien und die breiten Säulen geben den Mittelwert und den Bereich der Standardabweichung innerhalb der VF an, die dünnen Balken die gesamten festgestellten Wertebereiche. Zusätzlich sind auch die einzelnen Werte der HF/VF als Rauten/Punkte dargestellt



Ein Vergleich der jeweiligen Revier- und Artenzahlen der einzelnen UE sind in Abbildung 2 dargestellt. Wie bereits in der Studie in Südwestdeutschland sind erneut überwiegend nur geringe Streuungen in den einzelnen UE zu erkennen (mit Ausnahme der UE 8), was die Wahl der VF im Rahmen der Methodik in den meisten Fällen als geeignet bestätigt.

Die Unterschiede zwischen den UE in Revier- und Artenzahlen fallen teils beträchtlich aus, was für einen großen Einfluss von Landschaft/Habitat spricht. Auffallend sind die sehr geringen Arten- und Revierzahlen innerhalb der strukturarmen Agrarräume (UE 6, UE 7 & UE 8). Dem gegenüber stehen strukturreiche Habitate mit vielfältiger Lebensraumausstattung mit höheren Siedlungsdichten und Artenzahlen in UE 9 & UE 10.

Ein systematischer, starker Einfluss des Modellflugs auf Revier- und Artenzahlen im direkten Umfeld des Flugbereichs ist somit nicht zu erkennen.

Für die Revierzahl N und die Artenzahl S ergibt sich eine sehr starke, höchst signifikante Spearman-Korrelation beider Messgrößen ($\rho = 0,952$). Die doppelt logarithmische Auftragung zeigt einen nahezu linearen Verlauf an, was folgende funktionale Beziehung zugrunde legt:

$$N = a \cdot S^b$$

Durch lineare Regression können die beiden Koeffizienten a und b anschließend evaluiert werden. Für die ungestörten Vergleichsflächen betragen diese:

$$\text{VF: } a_{\text{VF}} = 1,22 \pm 0,24 \text{ und } b_{\text{VF}} = 1,22 \pm 0,07 \quad (R^2 = 0,873).$$

Beschränkt man die lineare Regression auf die Datensätze der HF, ergeben sich keine statistisch signifikanten Abweichungen zu den Vergleichsflächen:

$$\text{HF: } a_{\text{HF}} = 1,55 \pm 0,60 \text{ und } b_{\text{HF}} = 1,15 \pm 0,13 \quad (R^2 = 0,911).$$

Die größeren Fehlergrenzen für die Hauptflächen begründen sich vor allem durch die geringere Anzahl an Datenpunkten.



Der Hintergrund dieses funktionalen Zusammenhangs wurde bereits in der Vorstudie diskutiert. Generell ist zu erwarten, dass für eine beliebige Art innerhalb eines räumlich begrenzten Bezugsgebiets eine maximale Abundanz als „Sättigung“ zu erwarten ist, die bei idealen Nahrungsbedingungen, Brutstättenangebot, etc. eintritt. Dies gilt auch für Arten in direkter Konkurrenz. Bei einer realen landschaftlichen Vielfalt existiert aber eine Vielzahl paralleler ökologischer Nischen, die durch weitere Arten besetzt werden können. Eine Zunahme der Habitatvielfalt bedingt somit direkt eine höhere Artenzahl. Eine Zunahme der Abundanz ist ebenso zu erwarten, wenn Konkurrenzeffekte zwischen den Arten nicht bestimmend sind und keine Verdrängung stattfindet, weil z.B. Siedlungsdichten noch deutlich unter der Sättigung liegen. Für Flächen in der Normallandschaft mit nicht-idealen Habitatbedingungen ist dies in der Regel der Fall.

Unter dem Einfluss einer signifikanten Störung, die zu populationsökologisch relevanten Effekten führt, ist zu erwarten, dass dieser funktionale Zusammenhang sich ebenfalls verändert. HF und VF zeigen in den Werten der Parameter a und b jedoch eine gute Übereinstimmung innerhalb der Fehlergrenzen.

Die nahezu identischen Korrelationsfunktionen zwischen Abundanz und Artenzahl in Haupt- und Vergleichsflächen deuten auf keinen messbaren Effekt durch den Modellflug.



3.2 Biodiversität und Artdominanz

Analog zur angewendeten Methodik in MILVUS GmbH, 2022 wurden auch für die nordostdeutschen Untersuchungseinheiten Indikatorwerte der Biodiversität ermittelt. Diese umfassten den Shannon-Index H_s , die Shannon-Evenness und den Simpson-Index D .

Dabei beschreibt der Shannon-Index die Vielfalt und Häufigkeitsverteilung des jeweiligen Arteninventars (je mehr Arten im Bezugsraum und je gleichverteilter die relativen Häufigkeiten, umso höher der Indikatorwert).

Die Shannon-Evenness und der Simpson-Index untersuchen die Artdominanz in einem Bezugsraum. Beide sind jeweils auf einem Wertebereich zwischen 0 und 1 definiert, wobei der Maximalwert 1 einer Gleichverteilung der Arthäufigkeiten entspricht und der Wert 0 der Dominanz einer einzigen Art).

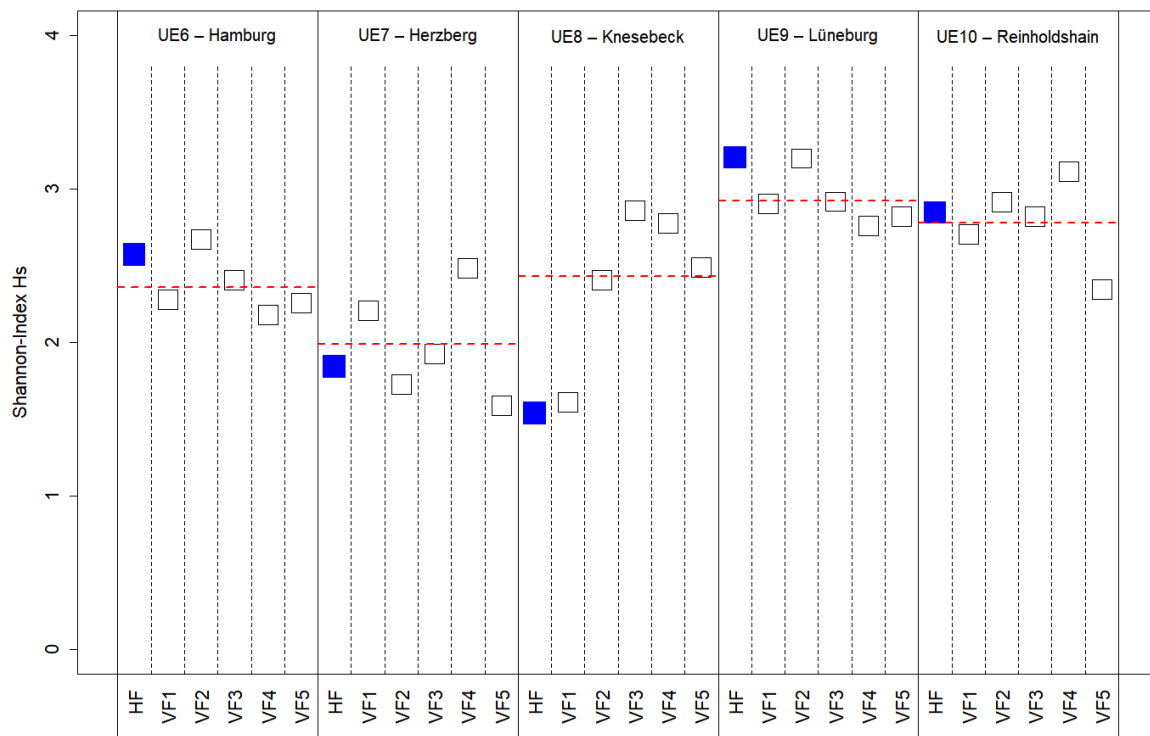


Abbildung 3: Berechnete Shannon-Indizes für die einzelnen Probeflächen. Die roten gestrichelten Linien zeigen die Mittelwerte der einzelnen UE

Für den Shannon-Index sind wie bereits in der ersten Untersuchung große Unterschiede zwischen den einzelnen UE zu erkennen, die sich vor allem durch die festgestellte Habitatausstattung und damit die Eignung für verschiedene Brutvogelarten erklären lassen: Strukturärmere Agrarflächen der UE 6, UE 7 und UE 8 haben im Mittel eine deutlich geringere Biodiversität als die reicher strukturierten Lebensräume der UE 9 bzw. UE 10.



Innerhalb der einzelnen UE ist zu erkennen, dass die berechneten Shannon-Indizes für Hauptflächen mit Modellflugplätzen und Vergleichsflächen in allen UE im Rahmen einer gewissen – meist engen – Streuung liegen. Dies spricht für die gute Vergleichbarkeit der Artausstattung und Biodiversität in den einzelnen Probeflächen. Die größte Streuung ist für UE 8 zu erkennen, hier heben sich die Teilflächen HF & VF1 durch deutlich niedrigere Shannon-Indizes von den restlichen Teilflächen ab und zeigen die beiden bislang geringsten Shannon-Indizes aller untersuchten Teilflächen. In deutlich abgeschwächtem Maße trifft dies auch auf VF5 in UE 10 zu. Alle genannten Flächen sind in der Habitatausstattung leicht abweichend zu den weiteren Vergleichsflächen der UE (teils strukturärmere Teilbereiche) und sind daher vorwiegend von Arten besiedelt, die keine Strukturbindung bei der Brutplatzwahl haben (primär Feldlerche). Andere, strukturell anspruchsvollere Arten fehlen hier jedoch weitgehend. Dieses Ungleichgewicht zu einzelnen Arten zeigte sich auch in den Indikatorwerten für Evenness bzw. dem Simpson-Index, s.u. Auch in der Vorstudie wurden ähnliche Ergebnisse bemerkt.

Trotz der einmalig niedrigeren Werte für UE 8 kann für die fünf HF in den Shannon-Indizes keine systematische Abweichung von den Mittelwerten der jeweiligen VF festgestellt werden. In der Gesamtbetrachtung scheint eine zufällige Verteilung der Werte für HF innerhalb des Konfidenzbereichs der VF vorzuliegen. So wie UE 8 eine Abweichung nach unten zeigt, ist dies umgekehrt in UE 9 nach oben aufgetreten. Generell ist aber immer ein Wert innerhalb der doppelten Standardabweichung $< 2\sigma$ gegeben. Eine Korrelation von Modellflugbetrieb und Biodiversitätsindikator ist basierend auf diesem Ergebnis auszuschließen, analog zur Vorstudie.

Für die nordostdeutschen UE wurde ein mittlerer Shannon-Index von $H_{S,NO} = 2,34 \pm 0,50$ ermittelt; in den südwestdeutschen UE lag der Wert bei $H_{S,SW} = 2,53 \pm 0,47$. Der Mittelwert für alle zehn UE beträgt $\bar{H}_S = 2,44 \pm 0,49$. Somit liegt eine hinreichend gute Übereinstimmung für den gesamten Untersuchungsraum vor.

Dies spricht dafür, dass die bisherigen Ergebnisse keinesfalls nur regionalen Charakter haben, sondern vielmehr für die Normallandschaft in einem größeren biogeografischen Kontext gültig sind.

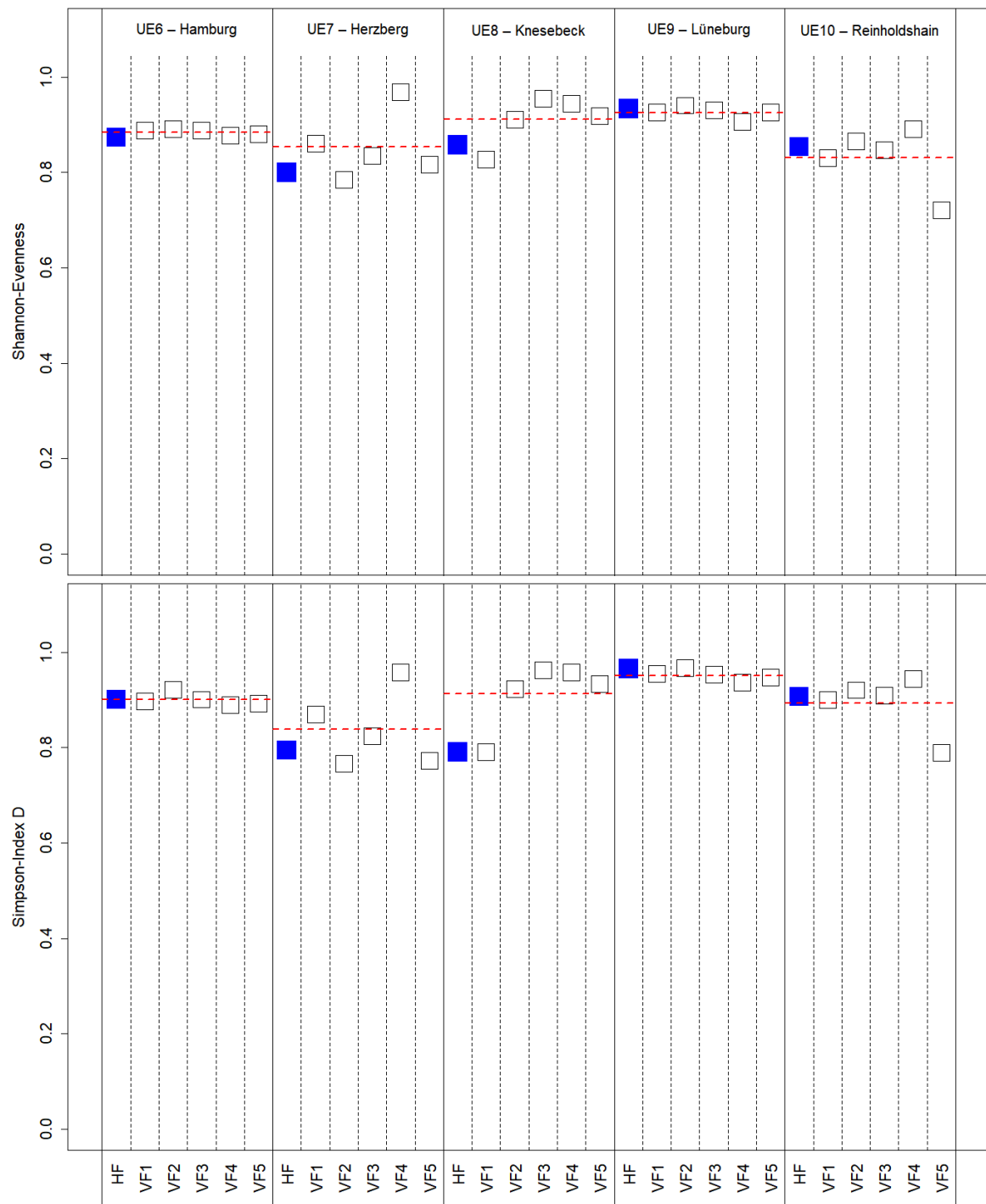


Abbildung 4: Vergleich von Shannon-Evenness (o.) und Simpson-Diversität (u.) für alle Probeflächen. Rote gestrichelte Linien zeigen die Mittelwerte über VF1–VF5 der jeweiligen Untersuchungseinheit



Die Shannon-Evenness sowie der Simpson-Index sind vergleichend in Abbildung 4 dargestellt. Die Interpretation beider Indikatoren ist dabei identisch:

Grundsätzlich fällt auf, dass die Mittelwerte der VF über alle UE betrachtet in einer vergleichbaren Größenordnung liegen, so dass die Annahme der „Normallandschaft“ gerechtfertigt scheint. Innerhalb der einzelnen UE ist die Streuung einzelner Probeflächen unterschiedlich stark, hierbei stechen erneut diejenigen Teilflächen hervor, die auch für Shannon-Indizes bereits die auffälligsten Abweichungen zeigten. Es steht somit zu vermuten, dass neben reduzierter Artenvielfalt in diesen Probeflächen auch eine Tendenz zur Dominanz einzelner Arten besteht. In allen Fällen handelt es sich um strukturarme Offenlandflächen, mit einem hohen Anteil der Feldlerche, die jeweils den größten Anteil der Reviere stellt. Dieses Ergebnis wurde in ähnlicher Form schon in UE2 in der ursprünglichen Untersuchung bemerkt, wo eine auch im Mittel deutlich niedrigere Evenness durch Dominanz der Feldlerche nachweisbar war (MILVUS GmbH, 2022).

Die Abweichungen in Shannon-Evenness bzw. Simpson-Index der HF gegenüber den VF zeigen ebenso wie der Shannon-Index eine statistische Verteilung innerhalb der Konfidenzbereiche der jeweiligen Mittelwerte der VF. Auch hier gibt es also keine Hinweise darauf, dass der Modellflug einen signifikanten Effekt hat.

Tabelle 1: Werte der Biodiversitätsindizes für alle Untersuchungseinheiten.

	UE 6		UE 7		UE 8		UE 9		UE 10	
	HF	MW VF	HF	MW VF	HF	MW VF	HF	MW VF	HF	MW VF
Shannon-Index H_5	2,42	2,23 ± 0,17	1,73	1,88 ± 0,33	1,29	2,24 ± 0,59	3,10	2,73 ± 0,19	2,65	2,69 ± 0,28
Shannon-Evenness	0,858	0,874 ± 0,006	0,787	0,845 ± 0,072	0,804	0,898 ± 0,075	0,931	0,926 ± 0,015	0,847	0,823 ± 0,072
Simpson-Index D	0,882	0,884 ± 0,011	0,772	0,823 ± 0,082	0,709	0,883 ± 0,122	0,962	0,942 ± 0,014	0,943	0,884 ± 0,067

Insgesamt ist festzuhalten, dass in der Biodiversität der Brutvogelfauna und der Artdominanz in den HF in allen Indikatoren keine signifikanten Unterschiede zu den VF zu erkennen sind.

Mittelwerte der Biodiversitätsindikatoren beider Teilstudien (2021 & 2025) zeigen gute Übereinstimmungen und deuten auf eine überregionale Gültigkeit der Ergebnisse.



3.3 Korrelation von Bestandsgrößen mit Habitatausstattung

Wie bereits in der Vorstudie zeigte sich auch für die nordostdeutschen UE ein starker Einfluss der Landschaft und Habitatausstattung auf die Revier- und Artenzahl der Brutvögel. Dieser soll hier weiterführend ausgewertet werden.

Es ist aus der Ökologie bekannt, dass gerade die landschaftliche Heterogenität mit verschiedenen Landschaftsformen, Kleinstrukturen, Grenzlinien und Übergangsbereichen einen großen Einfluss auf Abundanz und Biodiversität in Ökosystemen hat (Stein *et al.*, 2014). Grundlage der weiteren Betrachtung ist eine Modellierung von Landschaften über verschiedene Metriken, die für gegebene Flächenabgrenzungen eine Berechnung von numerischen Kennwerten erlauben. Dies erlaubt eine quantitative Vergleichbarkeit von teils sehr komplexen Strukturen (Dronova, 2017).

Basierend auf der Habitatklassifizierung innerhalb der Probeflächen wurden zwei Landschaftsindikatoren ermittelt, die für den konkreten Anwendungsfall besonders geeignet sind:

Die „**patch density**“ **PD [%]**“ als prozentualer Flächenanteil von Strukturelementen innerhalb einer Fläche. Hierbei gilt die Grundannahme, dass die Probeflächen überwiegend von Kultur-/Nutzflächen im Offenland (Äcker, Grünland sowie Modellflugfelder in HF) bestimmt sind. Heterogenität entsteht dann durch die davon abweichenden Landschaftselemente (Gehölze, Brachen, Gewässer, Feldwege, Siedlungen, etc.) und deren Randstrukturen. Sofern der Gesamtcharakter der betrachteten Flächen immer noch Offenland entspricht ($PD \ll 100\%$), bedingt ein höherer Anteil der strukturierten „**patches**“ somit auch eine erhöhte landschaftliche Vielfalt und Habitatqualität.

Die „**edge density**“ **ED [1/m]**“ als Dichte der Grenzlinien zwischen Landschaftsformen innerhalb einer Probefläche. Die Annahme ist, dass vor allem die Übergangsbereiche zwischen unterschiedlichen Lebensräumen eine erhöhte ökologische Bedeutung tragen. Über die Summation der Gesamtlänge aller solcher Grenzlinien im Inneren eines Referenzraums und Division durch den Flächeninhalt kann ein Dichtewert ($[m/m^2] \Leftrightarrow [1/m]$) ermittelt werden, der eine Vergleichbarkeit unterschiedlicher Probeflächen ermöglicht. Im Gegensatz zur patch density bildet ED primär die Komplexität der Landschaft ab, enthält aber nur implizit den Anteil der verschiedenen Lebensräume. In uniformen Landschaften hat



ED den Wert 0, in heterogenen Landschaften mehrerer Habitattypen ist der Wert umso höher, je weiter Patches von einer kreisförmigen Form abweichen (höheres Verhältnis von Grenzlinienlänge zu Flächeninhalt), bzw. je weiter die Grenzlinien auch von einer einfachen, geradlinigen Form abweichen (für fraktale Grenzlinien: $ED \rightarrow \infty$).

Für die Landschaftsindikatoren PD und ED wurden zunächst Korrelationen mit den gesamten Bestandsgrößen (Arten- bzw. Revierzahlen) der Probeflächen überprüft. Abbildung 5 zeigt diese als grafische Auftragung.

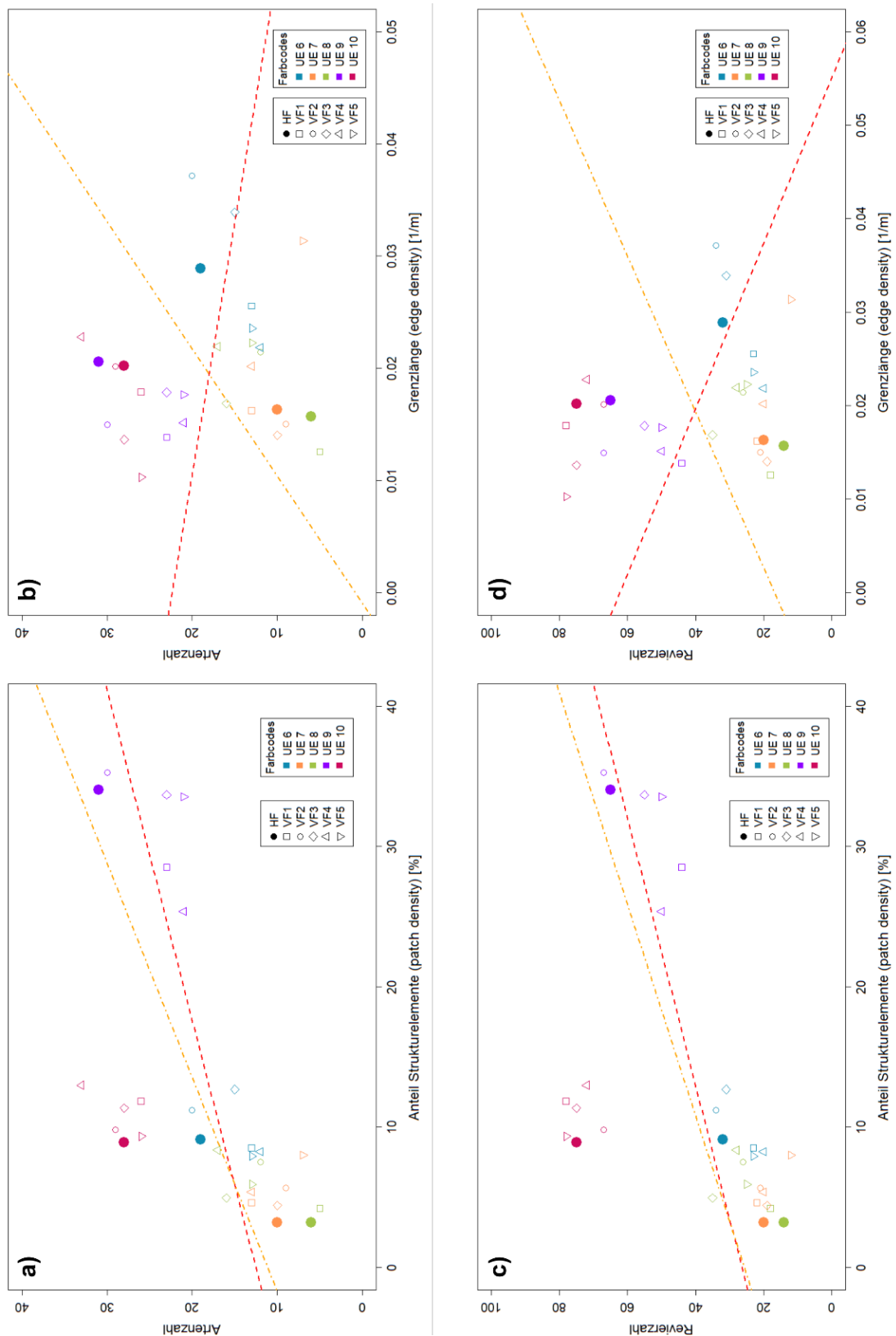


Abbildung 5: Zusammenhang zwischen Landschaftsindikatoren und Artenzahlen bzw. Revierzahlen in den Probeflächen. Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---).
a) Artenzahl in Abhängigkeit des Anteils an Strukturelementen (patch density), Spearman $\rho=0,761$ (stark)
b) Artenzahl in Abhängigkeit der Grenzliniendichte (edge density), Spearman $\rho=-0,024$ (keine Korrelation)
c) Revierzahl in Abhängigkeit des Anteils an Strukturelementen (patch density), Spearman $\rho=0,824$ (stark)
d) Revierzahl in Abhängigkeit der Grenzliniendichte (edge density), Spearman $\rho=-0,115$ (schwach)



Für den Indikator der „patch density“ (PD) wurde in beiden Fällen eine starke positive Korrelation mit Artenzahl (Spearman $\rho = 0,761$) und Revierzahl (Spearman $\rho = 0,824$) festgestellt. Diese Werte sind in guter Übereinstimmung zu den Ergebnissen aus Südwestdeutschland, wo respektive $\rho = 0,846$ bzw. $\rho = 0,802$ ermittelt wurden. Für die Modellflugflächen (HF) wurde zudem eine gute Übereinstimmung der linearen Regression mit den Vergleichsflächen (VF) festgestellt. Dies zeigt erneut, dass zwischen HF und VF keine signifikanten Unterschiede aufgetreten sind, die auf Effekte des Modellflugs hindeuten.

Im Gegensatz hierzu wurde für die nordostdeutschen Probeflächen für Arten- und Revierzahl keine signifikante Korrelation mit der „edge density“ (ED) festgestellt. In einer linearen Regression zeigten VF hier einen negativen, HF einen positiven Zusammenhang. Während der Untersuchung in Südwestdeutschland wurde für diesen Landschaftsindikator eine moderate positive Korrelation bemerkt.

Neben den aggregierten Bestandsindikatoren Arten- und Revierzahl ist auch für die nordostdeutschen Probeflächen eine Korrelation der Revierzahlen auf Artniveau von Interesse. Da jedoch einzelne Arten in den meisten Fällen keine ausreichende Datengrundlage liefern, wurden Artgilden mit ähnlichen Ansprüchen gebildet (hier v.a. Brutstättenwahl). Eine Korrelation der Revierzahl einzelner Gilden mit der Habitatstruktur der Probeflächen wurde weiterführend untersucht. Die Definition der Gilden wurde aus der ursprünglichen Untersuchung übernommen und mit den neu nachgewiesenen Arten erweitert.

Analog zu Südwestdeutschland sind dies:

- Offenlandarten mit Bodenbruten ohne Strukturbindung (z.B. Feldlerche, Wiesenschafstelze),
- Freibrüter in Gebüsch und Gehölzen (z.B. Dorngrasmücke, Buchfink),
- Höhlenbrüter (z.B. Kohl- und Blaumeise, Star),
- Kulturfolger mit Brutstätten an Gebäuden (z.B. Haussperling, Hausrotschwanz),
- Gewässer- und Uferbewohner (z.B. Sumpfrohrsänger, Stockente)



Im Rahmen der Untersuchung sind Kulturfolger und Gewässerbewohner nur vereinzelt aufgetreten und werden daher nicht berücksichtigt. Für die drei verbleibenden Gilden wurde die Korrelation zum Indikator PD weiterführend untersucht. In allen Fällen ist auch ein Vergleich der linearen Regressionen für VF (rote Linien – – –) und HF (orange Linien – · –) gezeigt.

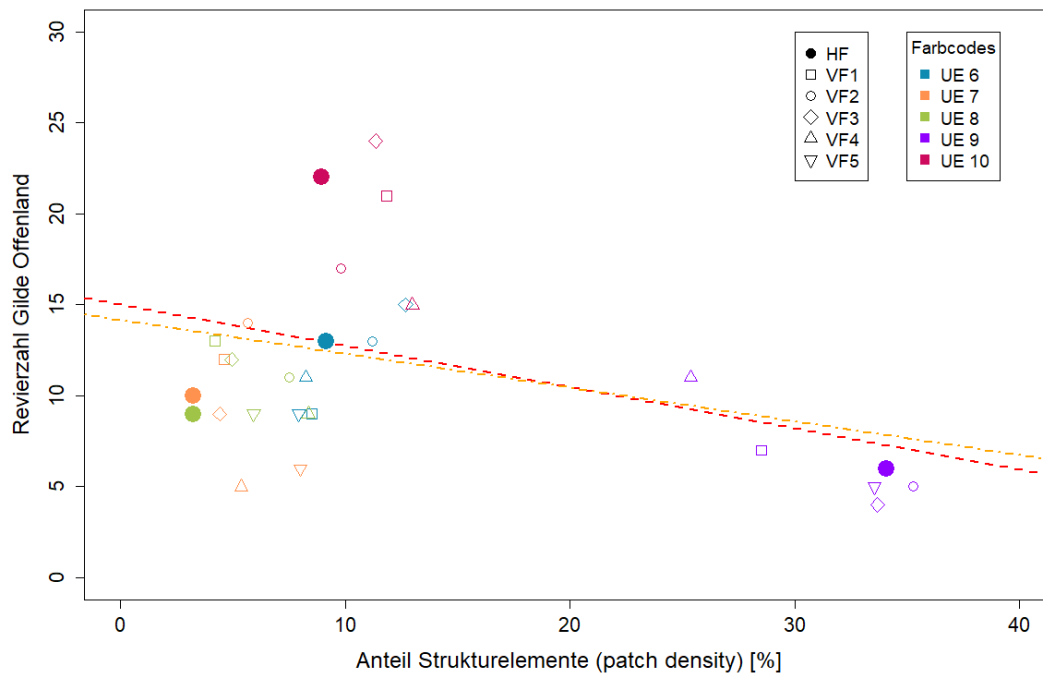


Abbildung 6: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Brutvögel des Offenlands mit Bodenbrutern ohne Strukturbindung ($p = -0,068$, keine Korrelation). Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---)

Für Offenlandarten ohne Strukturbindung (Abbildung 6) zeigte sich für die fünf nordostdeutschen UE im Gegensatz zur Vorstudie keine signifikante Korrelation (Spearman $p = -0,068$). Eine lineare Regression zeigt dennoch eine leicht abfallende Revierzahl mit steigendem Anteil an Strukturelementen, was qualitativ den Ergebnissen der Flächen in Südwestdeutschland sowie der Erwartung entspricht.

In der Gesamtbetrachtung aller UE wird jedoch eine mäßige Korrelation deutlich, siehe 3.4.3 (Spearman $p = -0,547$). Interessanterweise zeigen HF und VF dabei im Gegensatz zur Auswertung 2021 keine signifikanten Unterschiede in den linearen Regressionen. Ein bei der ersten Untersuchung diskutierter Effekt, dass Störungen des Modellflugs in Kombination mit eingeschränkter struktureller Eignung eines Habitats für eine frühere Meidung sorgen, konnte somit nicht bestätigt werden. Vielmehr scheint es sich um zufällige statistische Schwankungen durch die geringere Stichprobenzahl der HF gegenüber den VF zu handeln.

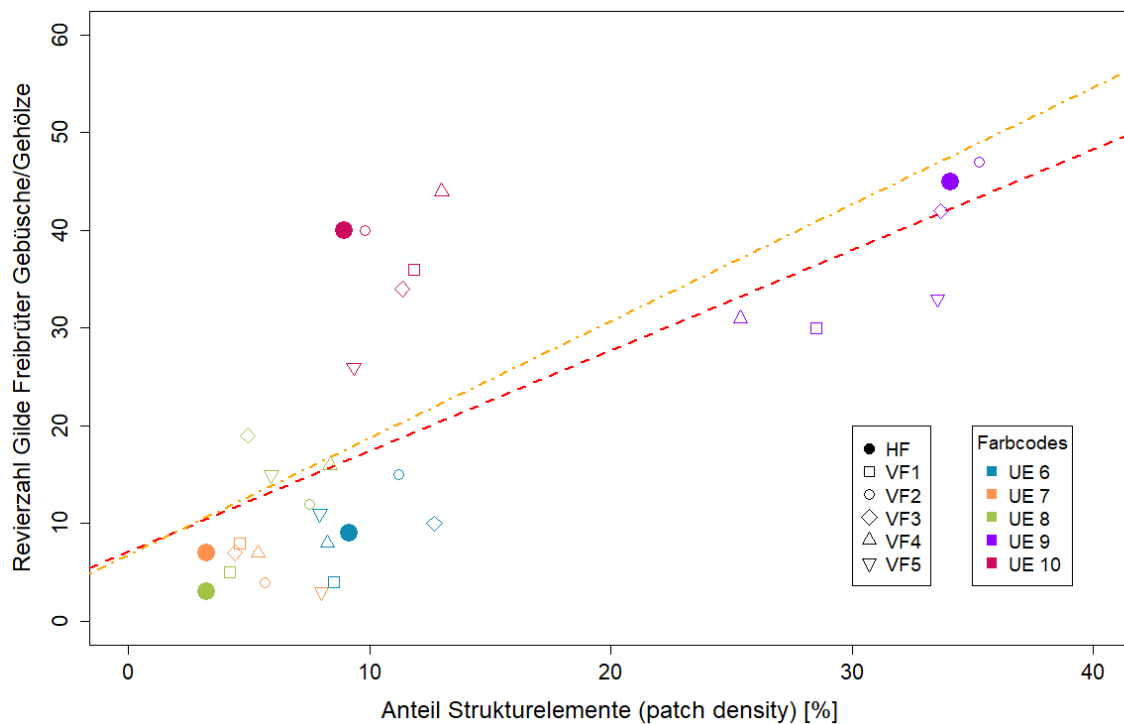


Abbildung 7: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Freibrüter in Gebüsch- und Gehölzstrukturen ($p = 0,786$). Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---)

Für Freibrüter in Gebüsch und Gehölzen wurde eine sehr starke positive Korrelation zur Häufigkeit dieser Strukturelemente in der Landschaft ermittelt (Spearman $p = 0,786$), vergleichbar zu den Ergebnissen 2021 (Spearman $p = 0,829$). HF und VF zeigen nur geringe Abweichungen in den linearen Regressionen im Rahmen der statistischen Unsicherheiten. Ein Einfluss durch Modellflug ist somit nicht erkennbar.

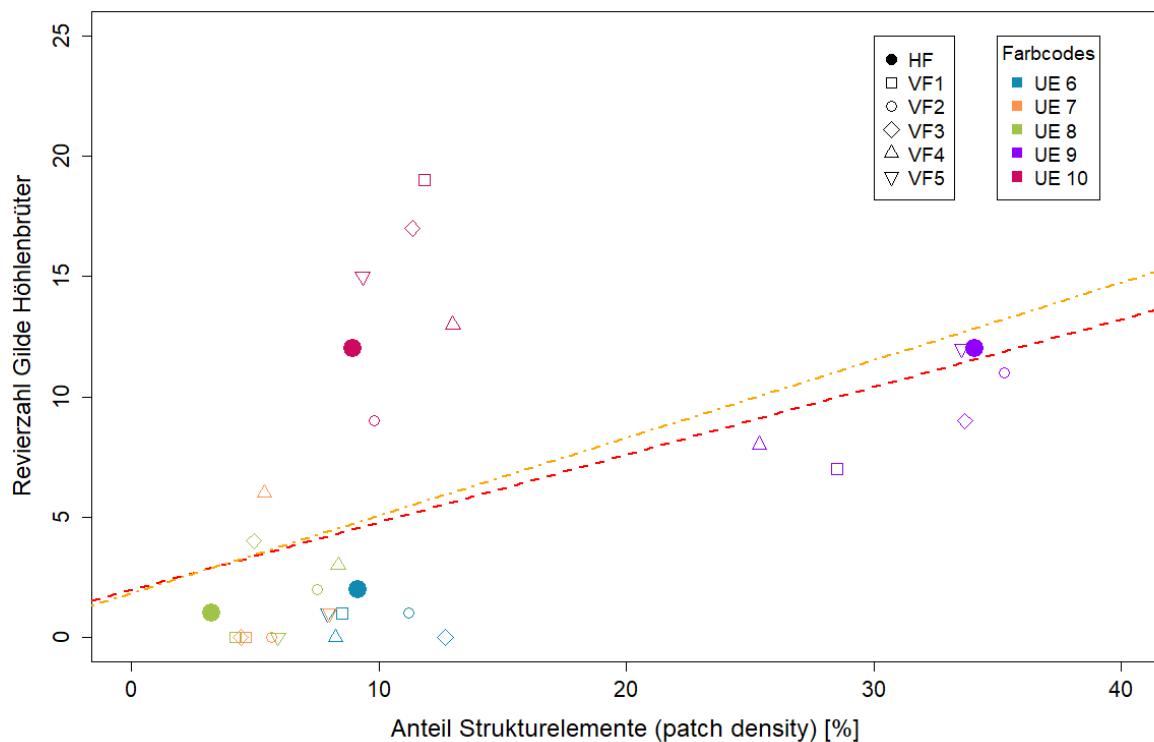


Abbildung 8: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Höhlenbrüter natürlicher Strukturen ($p = 0,651$). Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---)

Für Höhlenbrüter ist analog derselbe qualitative Verlauf zu erkennen (Abbildung 8) mit einer moderaten Korrelation (Spearman $p = 0,651$), die etwas schwächer im Vergleich mit Südwestdeutschland ausfällt (Spearman $p = 0,831$). Zu beachten ist hierbei aber, dass einige Probeflächen generell nicht durch Höhlenbrüter besiedelt waren ($N=7$), weil die vorhandenen Strukturen ungeeignet waren (z.B. aufgrund Beschaffenheit/Qualität/Alter). Dies war in der Voruntersuchung nur in einer einzigen Probefläche der Fall.

Wie auch bereits bei den Freibrütern zeigte sich auch für Höhlenbrüter in den HF kein signifikanter Unterschied der linearen Regression zu VF.

Die statistischen Korrelationen von Revierzahlen der betrachteten Gilden zum Anteil der Strukturelemente der jeweiligen Probefläche sind überwiegend vergleichbar mit den Ergebnissen für Südwestdeutschland.

Generell sind für die Zusammenhänge der Habitatausstattung für die Bestände der betrachteten Gilden vergleichbare Zusammenhänge an Modellflugplätzen und im Umfeld aufgetreten. Ein Effekt des Modellflugs war somit nicht nachweisbar.



3.4 Vergleichende Darstellungen beider Untersuchungen 2021 & 2025

Es konnte bislang gezeigt werden, dass die 2021 ermittelten Ergebnisse qualitativ in weiten Teilen auch auf alle UE in Nordostdeutschland zutreffen. Die Gültigkeit der in der ursprünglichen Studie (MILVUS GmbH, 2022) getroffenen Aussagen ist somit auch in einem größeren biogeografischen Kontext anzunehmen. In Bezug auf die in den Kapiteln 3.1, 3.2 und 3.3 durchgeführten Auswertungen ist auch eine vergleichende Darstellung beider Untersuchungsjahre von Interesse.

3.4.1 Arten- und Revierzahl

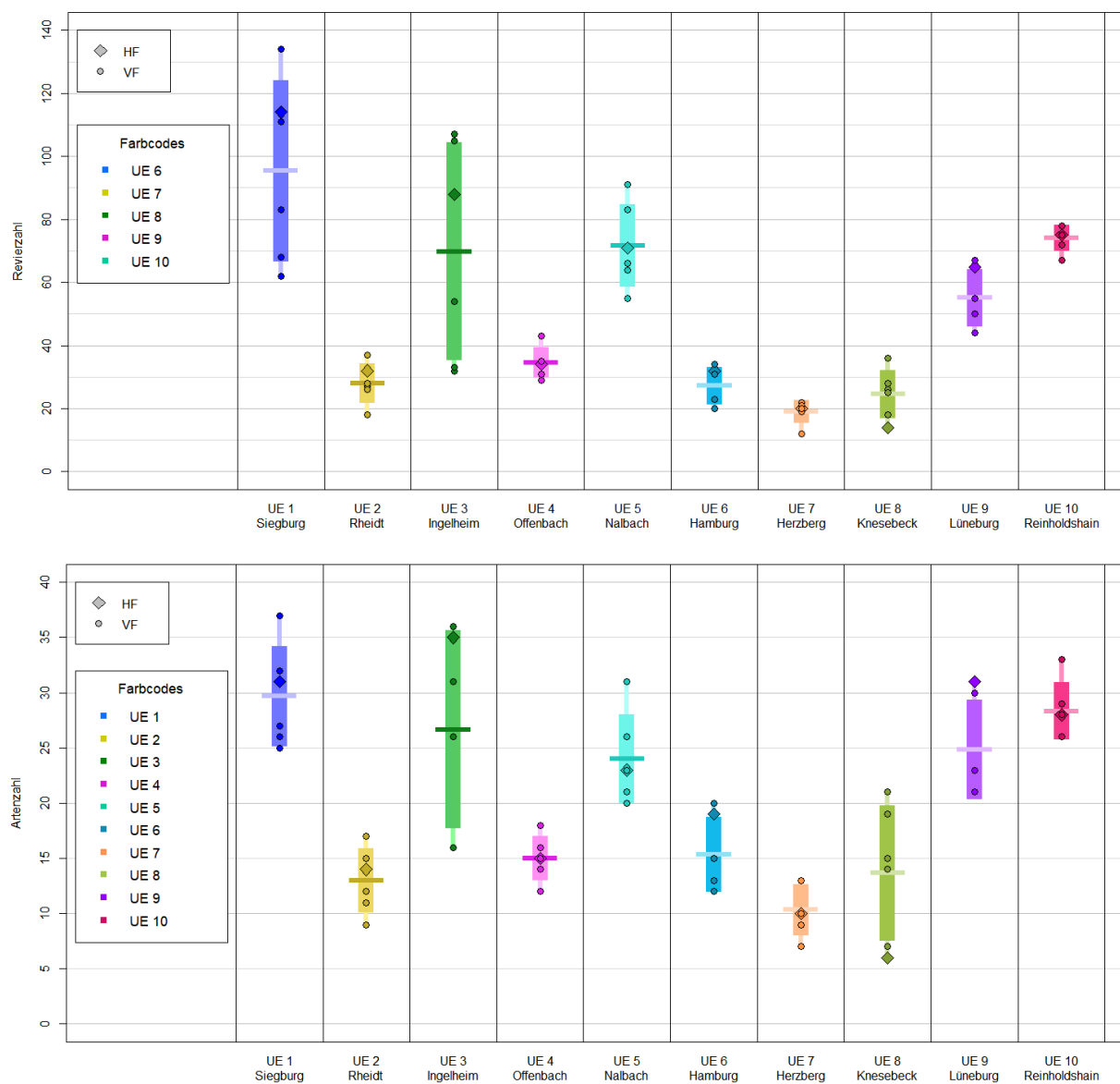


Abbildung 9: Vergleich der Revier- (o.) und Artenzahlen (u.) aller untersuchten UE 2021 & 2025. Die horizontalen Linien und die breiten Säulen geben den Mittelwert und den Bereich der Standardabweichung innerhalb der VF an, die dünnen Balken die gesamten festgestellten Wertebereiche. Zusätzlich sind auch die einzelnen Werte der HF/VF als Rauten/Punkte dargestellt



3.4.2 Biodiversität und Artdominanz

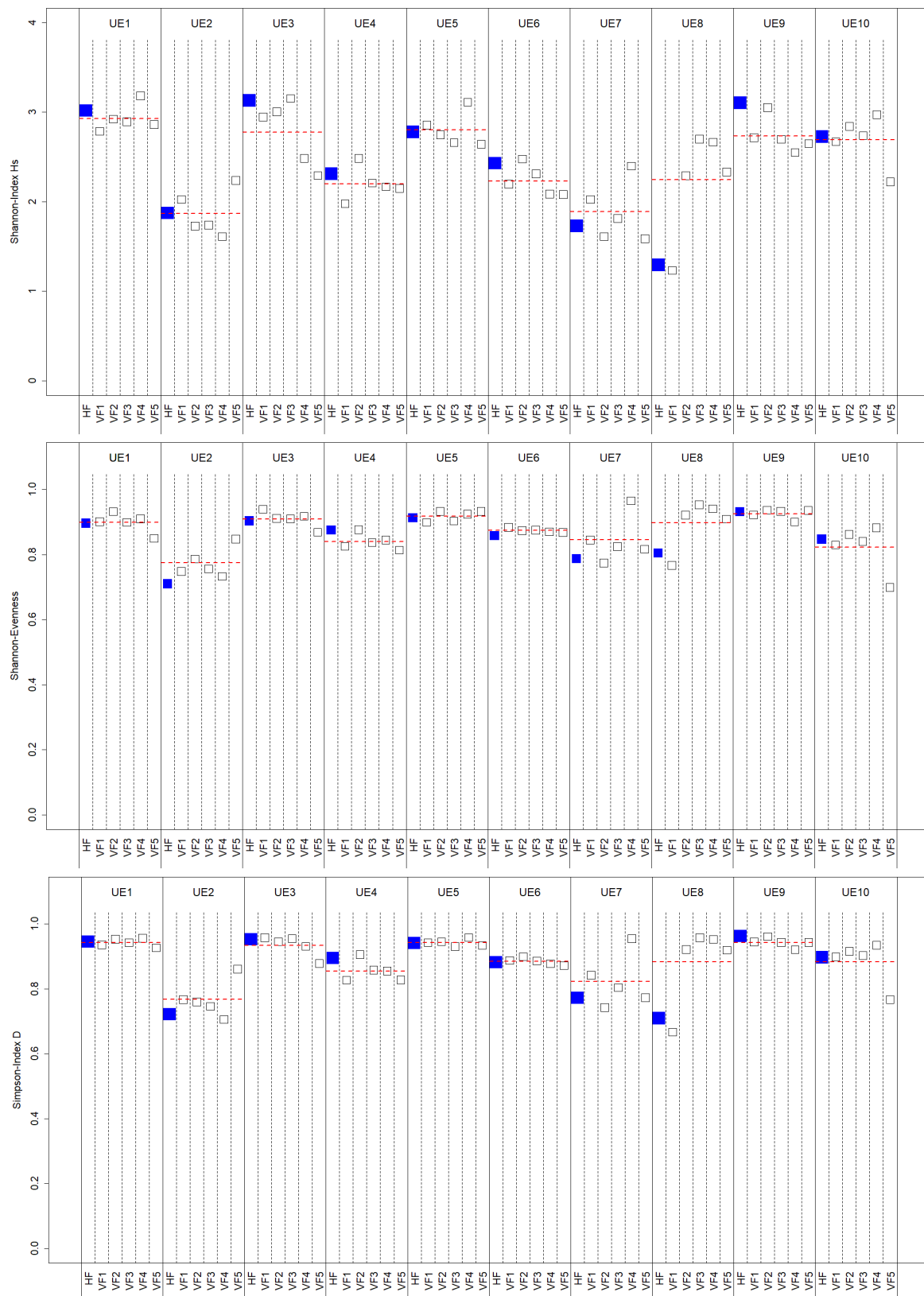


Abbildung 10: Vergleich der Biodiversitäts-Indizes für alle untersuchten UE: Shannon-Index (o.), Shannon-Evenness (M.) und Simpson-Index (u.)



3.4.3 Korrelation von Bestandsgrößen mit Habitatausstattung

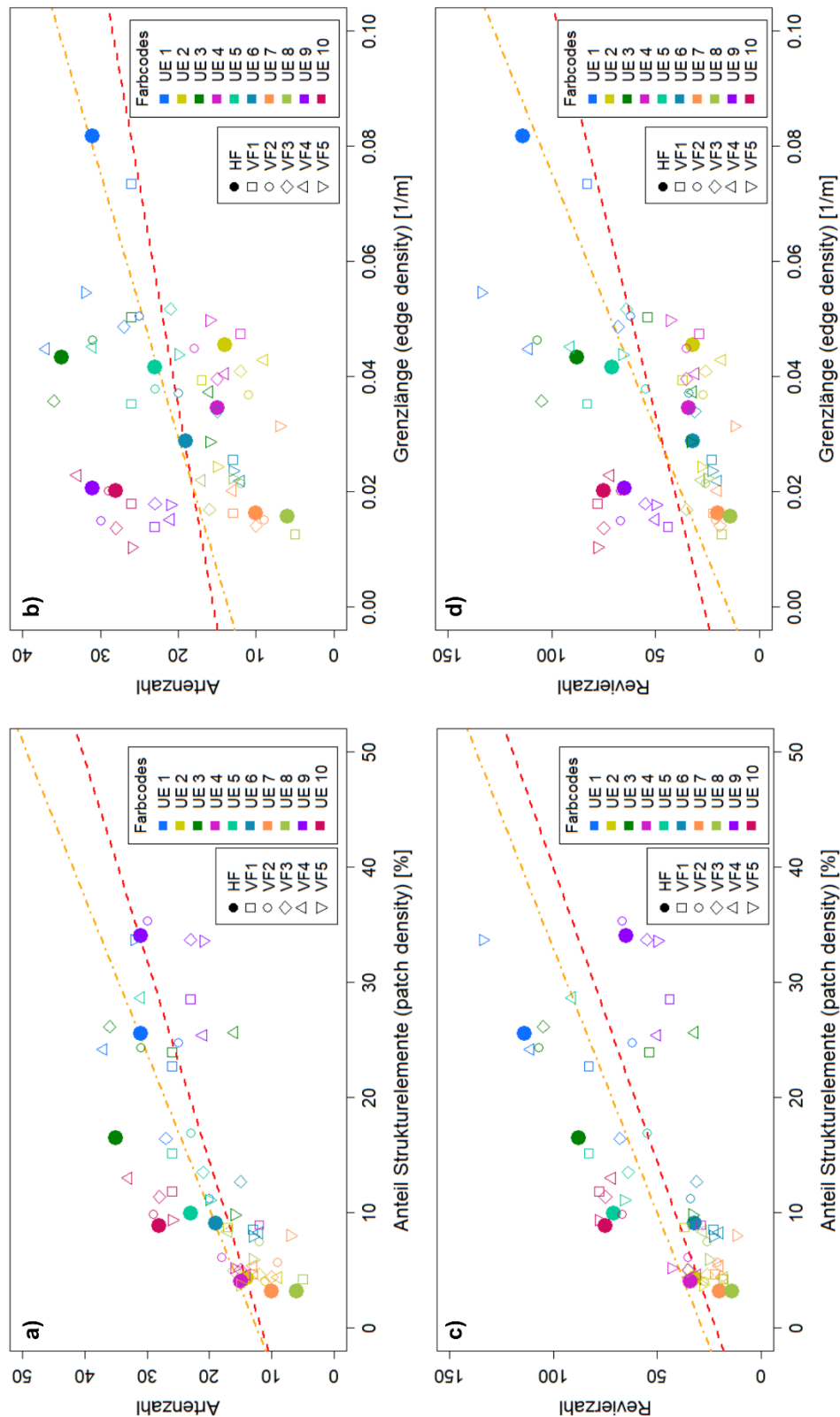


Abbildung 11: Korrelation von Landschaftsindikatoren PD/ED mit Arten- und Revierzahl für die Gesamtuntersuchung. Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---).
a) Artenzahl in Abhängigkeit des Anteils an Strukturelementen (patch density), Spearman $\rho=0,804$ (stark)
b) Artenzahl in Abhängigkeit der Grenzliniendichte (edge density), Spearman $\rho=-0,258$ (schwach)
c) Revierzahl in Abhängigkeit des Anteils an Strukturelementen (patch density), Spearman $\rho=0,742$ (stark)
d) Revierzahl in Abhängigkeit der Grenzliniendichte (edge density), Spearman $\rho=-0,352$ (mäßig)

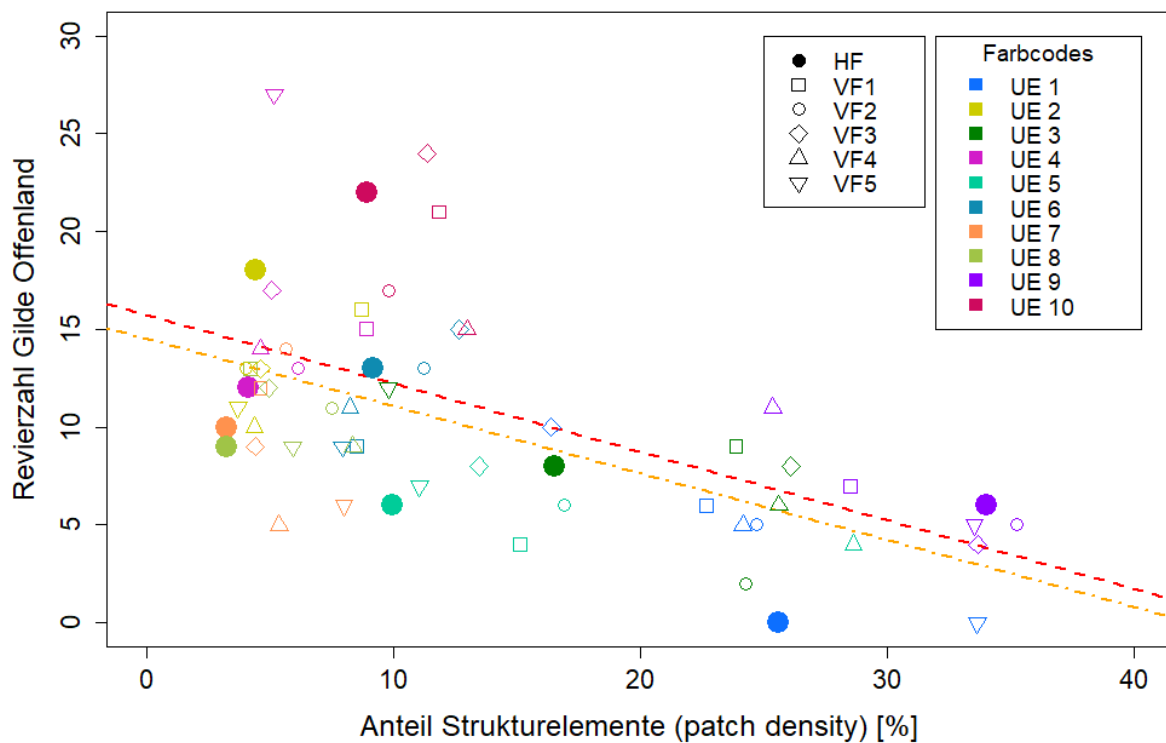


Abbildung 12: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Brutvögel des Offenlands mit Bodenbrutern ohne Strukturbindung ($\rho = -0,547$, mäßige Korrelation). Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---)

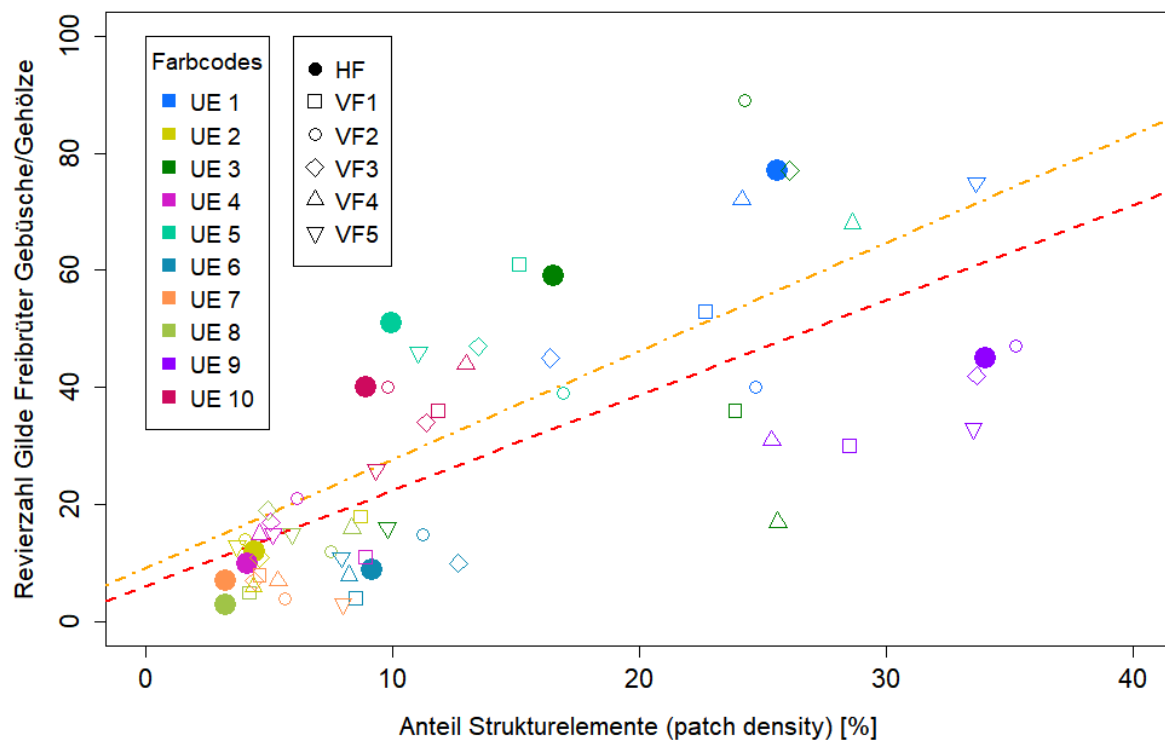


Abbildung 13: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Freibrüter in Gebüsch- und Gehölzstrukturen ($\rho = 0,776$, starke Korrelation). Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---)

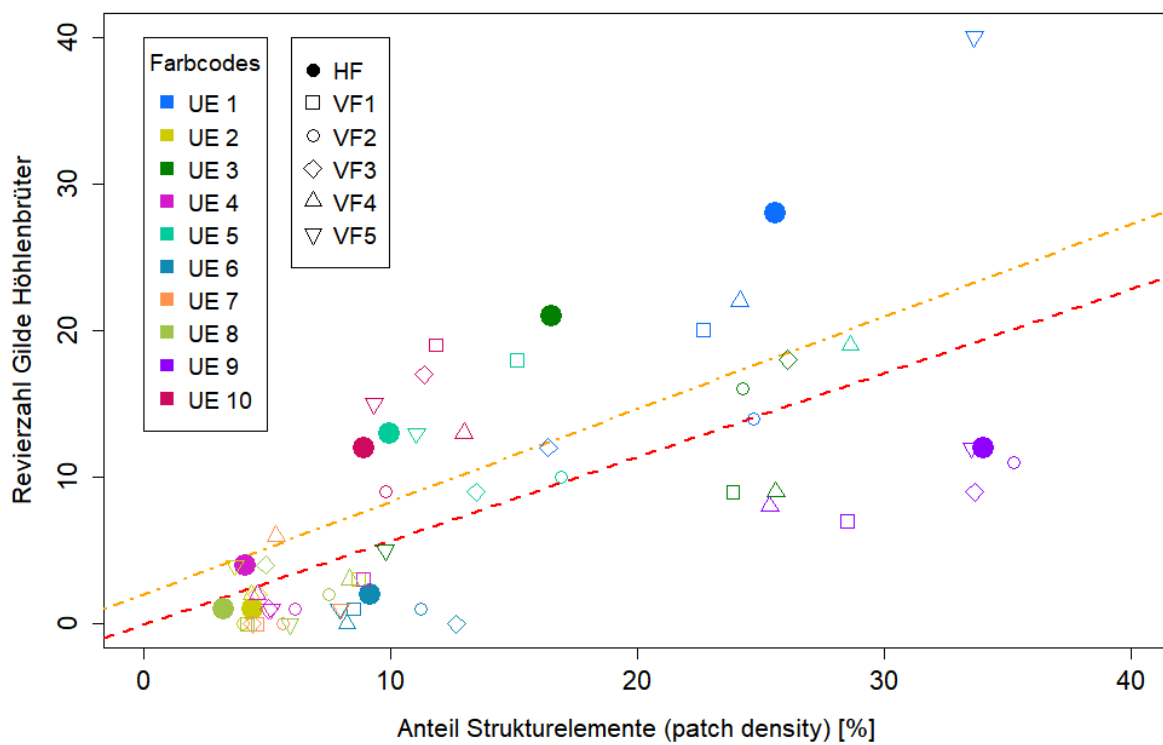


Abbildung 14: Korrelation zwischen Strukturvielfalt der Landschaft (PD) und Revierzahlen für Gilde der Höhlenbrüter natürlicher Strukturen ($p = 0,73$, starke Korrelation). Die Linien zeigen eine lineare Regression der Daten der VF (rot ---), bzw. HF (orange ---)



4. Diskussion

Diese Erweiterungsstudie bestätigt insgesamt die Ergebnisse der vorangegangenen Untersuchung 2021:

In einem Betrachtungsradius von 300 m um die Modellflugflächen konnten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Siedlungsdichte, Artenzahl, Biodiversität und Artdominanz gegenüber vom Modellflug ungestörten Vergleichsflächen im Umfeld festgestellt werden. Dies zeigt, dass durch konzentrierten Modellflugbetrieb an einem Modellflugplatz keine Beeinträchtigung der häufigen Brutvogelarten in der Normallandschaft zu beobachten ist, was ein Indiz für eine geringe Auswirkung der Störungen bzw. einen möglichen Gewöhnungseffekt der lokalen Revierpaare darstellt.

Durch eine Auswahl von Modellflugplätzen in regional typischen Naturräumen wie dem Elbmarschland, der Lüneburger Heidelandschaft und den eiszeitlich geprägten Urstromtälern des Elbe-Elster-Tieflands wurden ergänzend zum südwestdeutschen Naturraum aus der ursprünglichen Studie weitere Landschaftsformen betrachtet. Auch das Artenspektrum der ansässigen Brutvogelarten, das neben der jeweiligen Präferenz für Landschaftsformen und Habitatelemente auch die regionale Verbreitung einiger Arten widerspiegelt, zeigte deutliche Unterschiede sowohl zur ursprünglichen Studie wie auch zwischen den einzelnen Untersuchungseinheiten. Regionale oder auf bestimmte Landschaften beschränkte Effekte konnten im Rahmen dieser Erweiterungsstudie nicht bemerkt werden; vielmehr sind Ergebnisse und auch funktionale Zusammenhänge aus Südwestdeutschland auch für den nordöstlichen Landesteil qualitativ und überwiegend auch quantitativ reproduziert worden. Dies spricht dafür, dass die Ergebnisse allgemeingültig für die anthropogen geprägte „Normallandschaft“ sind. Eine Anwendbarkeit in einem größeren landschaftlichen und biogeografischen Kontext scheint somit gerechtfertigt.

Als Einschränkung muss angemerkt werden, dass diese Untersuchung keine Aussagen zur Auswirkung auf Arten mit großen Revieren, zu besonders anspruchsvollen Arten in der Habitatwahl oder zu sehr störungsempfindlichen Arten machen kann.

Wie auch bereits in der vorangegangenen Studie zeigten sich in Haupt- und Vergleichsflächen einzelner Untersuchungseinheiten gewisse Unterschiede in



Artzusammensetzung, Revierzahlen und relativen Häufigkeiten der einzelnen Arten. Dies entspricht grundsätzlich der Erwartung lokaler statistischer Schwankungen, für wenige Fälle lagen Abweichungen aber über der Signifikanzschwelle. Dies kann in allen Fällen mit der lokalen Habitatausstattung, Habitatqualität oder punktuellen Habitatrequisiten erklärt werden. Besonders deutlich wurde dies in UE 8, für die innerhalb der HF und VF 1 eine deutlich strukturärmere Landschaft als in den weiteren VF vorlag. Die landschaftliche Vielfalt, die Habitatzusammensetzung, -qualität und kleinräumige Strukturierung ist in allen Fällen der primär bestimmende Faktor für Revier- und Artenzahlen in den untersuchten Flächen. Für die Normallandschaft mit hohem Offenlandanteil ist vor allem der Anteil der Strukturelemente stark mit den Bestandsindikatoren korreliert.

Die in der Vorstudie beobachtete, mäßig starke Korrelation von Revier- und Artenzahlen mit der Grenzliniendichte zwischen Landschaftselementen konnte für die neuen UE hingegen nicht reproduziert werden; in der Gesamtauswertung aller UE ist diese aber noch zu erkennen. Denkbar ist, dass bestimmte Landschaftsformen durch diesen Parameter nur eingeschränkt vergleichbar sind (Offenland $\neq$ Halboffenland).

Der Modellflug hat sowohl in ausgeräumten Landschaften wie auch strukturreichen Bereichen keinen Einfluss. Eine in der Voruntersuchung noch offen gelassene Fragestellung, ob suboptimale Habitate der Feldlerche unter dem Einfluss potenzieller Störungen möglicherweise betroffen sein könnten, wurde für Nordostdeutschland nicht bestätigt.

Eine signifikante oder gar existenzielle Beeinträchtigung der Reviere ubiquitärer Brutvogelarten an Modellflugplätzen konnte sowohl im Rahmen der Ergänzungsstudie wie auch in der Gesamtauswertung nicht gezeigt werden.



Literatur

- BEZZEL, E. 1993. Kompendium Der Vögel Mitteleuropas – Passeres – Singvögel. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- BEZZEL, E. 1998. Kompendium Der Vögel Mitteleuropas – Nonpasseriformes – Nichtsingvögel. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- DRONOVA, I. 2017. Environmental heterogeneity as a bridge between ecosystem service and visual quality objectives in management, planning and design. *Landscape and Urban Planning*. 163: 90–106.
- GLUTZ V. BLOTZHEIM, U., K. BAUER, and E. BEZZEL. 1966. Handbuch Der Vögel Mitteleuropas. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- MILVUS GMBH. 2022. Einfluss von Modellflugplätzen Auf Biodiversität, Siedlungsdichten Und Revierverteilung von Brutvögeln.
- STEIN, A., K. GERSTNER, and H. KREFT. 2014. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*. 17: 866–880.
- SÜDBECK, P., H. ANDRETTZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, and C. PERTL. 2025. Methodenstandards Zur Erfassung Der Brutvögel Deutschlands.

Weitere Quellen

Kartenlayer: OpenStreetMap (www.openstreetmap.org) © OpenStreetMap-Mitwirkende